



**GÜNLÜK YAŞANTIMIZDA MİKROKİRLETİCİLERE
KİŞİSEL MARUZİYET DÜZEYLERİNİN
BELİRLENMESİ**

Hatice Kübra GÜL



T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**GÜNLÜK YAŞANTIMIZDA MİKROKİRLETİCİLERE KİŞİSEL MARUZİYET
DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ**

Hatice Kübra Gül
511604001

Prof. Dr. Güray SALİHOĞLU
0000-0003-0714-048X
(Danışman)

Prof. Dr. Perihan Binnur KURT KARAKUŞ
0000-0001-6737-3475
(Eş Danışman)

DOKTORA TEZİ
ÇEVRE TEKNOLOJİSİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2022
Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

Doktora Tezi

GÜNLÜK YAŞANTIMIZDA MİKROKİRLETİCİLERE KİŞİSEL MARUZİYET DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ

Hatice Kübra GÜL

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Güray SALİHOĞLU

Mikrokirletici, evsel, endüstriyel ve doğal süreçlerin bir yan ürünü olarak düşük konsantrasyonlarda doğal ortama salınan kirleticileri ifade etmek için kullanılan bir terimdir. Mikrokirleticilerin dünyada ve ülkemizde önemli bir yere sahip olması; doğal olarak insan sağlığı ve çevreye olan etkilerinin hem küresel hem de ulusal ölçekte tartışılması ve kontrol altında tutulması ihtiyacını ortaya çıkarmıştır. Mikrokirleticiler, hava, su ve toprak gibi çevresel alıcı ortamlara karışabilir ve bu ortamların kısa süreli ya da kalıcı olarak zarar görmesine ya da bu ortamların zararlılardan temizlenerek yarar görmesine neden olabilir. Günlük hayatta zamanın çoğunun geçirildiği iç ortamlar, sıklıkla tüketilen katı ve sıvı besinler ve zararsız olarak nitelendirilen birçok malzeme; içerisinde bulunan mikrokirleticiler ile insan sağlığına zarar verebilir. Bu çalışmanın amacı, günlük hayatta farklı çevrelerde soluma, yutma ve dermal temas gibi çeşitli maruziyet yolları ile maruz kalınan mikrokirleticilerin miktarlarının belirlenmesi ve risk değerlendirmesinin yapılmasıdır. Bu kapsamda sıklıkla tüketilen bir besin maddesi olan tereyağı vasıtasıyla çok klorlu bifenillere maruziyet, hayati fonksiyonlar için temel sıvı olan su tüketimi vasıtasıyla ise fitalat ve bisfenollere maruziyet değerlendirilmiştir. Su örneklerinin yanı sıra polietilen terefitalat (PET) şişelerin ambalaj malzemesi bünyesinde bulunan fitalat seviyeleri de araştırılmıştır. Bunun yanında, trafik ve yerleşimin yoğun olduğu Ankara kenti için iç ortamda maruz kalınan ağır metal ve fitalat düzeyleri belirlenmiştir. Son olarak, çalışma kapsamında analiz edilen hedef kirleticiler için yetişkin ve çocuklara yönelik risk değerlendirmesi yapılmıştır.

Örneklerde belirlenen bütün mikrokirleticiler için kanserojenik olmayan riski ifade eden toplam tehlike indeksi (HI) değerleri USEPA tarafından belirlenen güvenli sınırın ($HI < 1$) altında bulunmuştur. Kanserjenik riski ifade eden toplam kanserojenik risk (CR) değerleri ise ambalajlı içme suları, PET şişeler ve iç ortam tozu örneklerinde tespit edilen benzil bütıl fitalat (BBP) hariç USEPA tarafından belirlenen güvenli sınırın (10^{-6} - 10^{-4}) altında bulunmuştur.

Anahtar Kelimeler: İçme suyu, İç Ortam, Kişisel Maruziyet, Mikrokirletici, Tereyağı
2022, xi + 180 sayfa.

ABSTRACT

PhD Thesis

DETERMINATION OF PERSONAL EXPOSURE LEVELS TO MICROPOLLUTANTS IN OUR DAILY LIFE

Hatice Kübra AKDOGAN GUL

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Güray SALIHOGLU

Micropollutant is a term used to express pollutants that are released into the natural environment in low concentrations as a by-product of domestic, industrial and natural processes. Micropollutants have an important place in the world and in our country; naturally, it has revealed the need to discuss and control its effects on human health and the environment both on a global and national scale. Micropollutants can enter environmental compartments such as air, water and soil, and cause these environments to be damaged for a short time or permanently, or to benefit from these environments by cleaning them from pests. Indoor environments where most of the time is spent in daily life, solid and liquid foods that are frequently consumed, and many materials that are considered harmless; It can harm human health with the micropollutants contained in it. The aim of this study is to determine the amount of micropollutants exposed by various exposure routes such as inhalation, ingestion and dermal contact in different environments in daily life and to evaluate the risk. In this context, exposure to polychlorinated biphenyls through butter consumption, which is a frequently consumed food, and exposure to phthalates and bisphenols through water consumption, which is the basic fluid for vital functions, were evaluated. In addition to water samples, phthalate levels in the packaging material of polyethylene terephthalate (PET) bottles were also investigated. In addition, heavy metal and phthalate levels were determined in the indoor environment for the city of Ankara, where traffic and settlement are intense. Finally, a risk assessment for adults and children was made for the target pollutants analyzed within the scope of the study.

The total hazard index (HI) values expressing the non-carcinogenic risk determined in the samples were found below the safe limit ($HI < 1$) determined by the USEPA for all micropollutants. The total carcinogenic risk (CR) values, which express the carcinogenic risk, were found below the safe limit (10^{-6} - 10^{-4}) determined by the USEPA, except for benzyl butyl phthalate (BBP) detected in packaged drinking water, PET bottles and indoor dust samples.

Key words: Drinking water, Indoor, Personal Exposure, Micropollutant, Butter
2022, xi + 180 pages.

TEŞEKKÜR

Tez çalışmam sırasında, değerli zamanını ayırarak çalışmamı yönlendiren ve kolaylaştıran, tecrübelerini benden esirgemeyen tez danışmanım Prof. Dr. Güray SALİHOĞLU'na ve eş danışmanım Prof. Dr. Perihan Binnur KURT-KARAKUŞ'a teşekkürlerimi sunarım.

Doktora tezimin oluşmasında yararlı katkı ve yorumlarıyla tezimi geliştiren ve zenginleştiren Tez İzleme Komitesi Üyeleri, Prof. Dr. Alpaslan TÜRKKAN ve Dr. Öğretim Üyesi Aşkın BİRGÜL'e teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarında yardımlarını esirgemeyen yüksek lisans öğrencisi Özge KORKUSUZ ve Sena ÇELİK'e teşekkürlerimi sunarım.

Örneklerin toplanması aşamasındaki desteklerinden dolayı TÜBİTAK'a ve Prof. Dr. Gülen GÜLLÜ'ye, LC/MS/MS analizlerinin gerçekleştirilmesindeki desteklerinden dolayı Doç. Dr. Nebile DAĞLIOĞLU'na, laboratuvar analizlerinin yapılmasında sağladığı imkanlar için Bursa Teknik Üniversitesi'ne ve Bursa Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri birimine teşekkürlerimi sunarım.

Bu zorlu süreçte sevinçli ve hüzünlü her anımda desteklerini yanımda hissettiğim, dualarıyla bugünlere geldiğim canım ailemin değerli üyeleri; annem Nimet AKDOĞAN'a, babam Hamdi AKDOĞAN'a ve abim Oğuzhan AKDOĞAN'a teşekkür ederim. Hayatımın her alanında olduğu gibi, tez çalışmamı hazırlarken de her aşamada bana destek olan hayat arkadaşım Ömer GÜL'e ve bu süreçte hayatımıza katılarak bize bolca şans ve huzur getiren canımız kızımız Elif GÜL'e teşekkür ederim.

Hatice Kübra GÜL
16/01/2023

İÇİNDEKİLER

Sayfa

1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI	5
2.1. Organik ve İnorganik Mikrokirleticiler.....	5
2.2. Hedef Organik ve İnorganik Mikrokirleticiler.....	6
2.2.1. Fitalatlar	6
2.2.2. Çok klorlu bifeniller	12
2.2.3. Bisfenoller (BP'ler).....	17
2.2.4. Ağır metaller	19
2.3. İç Ortamlarda Mikrokirleticiler.....	23
2.4. Katı ve Sıvı Besinlerde Mikrokirleticiler.....	27
2.4.1. Ambalajlı içme suyu örneklerinde mikrokirleticiler	27
2.4.2. Tereyağı örneklerinde mikrokirleticiler	30
2.5. Maruziyet ve Risk Değerlendirmesi.....	32
2.5.1. İç ortamlarda mikrokirleticilere maruziyet değerlendirme.....	32
2.5.2. Katı ve sıvı besin tüketimi yoluyla mikrokirleticilere maruziyet değerlendirme.....	34
2.5.3. Kanserojenik ve kanserojenik olmayan risk değerlendirme.....	36
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	38
3.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler	38
3.2. Örneklerin Toplanması.....	39
3.2.1. İç ortam toz örnekleri	39
3.2.2. Ambalajlı içme suyu örnekleri	41
3.2.3. Tereyağı örnekleri	41
3.3. Örneklerin Hazırlanması	44
3.3.1. Toz örnekleri	44
3.3.2. Ambalajlı içme suyu örnekleri	46
3.3.3. Tereyağı örnekleri	47
3.4. Enstrümental Analiz.....	48
3.4.1. Endüktif eşleşmiş-kütle spektrometre (ICP-MS) analizi	49
3.4.2. Üçlü Kuadropol Sıvı Kromatografi Kütle Spektrometresi (LC/MS/MS) analizi ...	50
3.4.3. Gaz kromatografi-kütle spektrometri (GC/MS) analizi	50
3.5. Kalite Kontrol/Kalite Güvence (KK/KG)	51
3.6. İstatistiksel Analiz.....	52
4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	55
4.1. İç ortam toz örnekleri	55
4.1.1. Organik mikrokirleticilerin (fitalat) mevcudiyeti.....	55
4.1.2. Organik mikrokirleticilere maruziyet ve risk değerlendirme	66
4.1.3. İnorganik mikrokirleticilerin (ağır metal) mevcudiyeti	70
4.1.4. İnorganik mikrokirleticilere (ağır metal) maruziyet ve risk değerlendirme.....	83
4.2. Ambalajlı içme suları	87
4.2.1. Ambalajlı içme sularında mikrokirleticilerin (fitalat ve bisfenol) mevcudiyeti....	87
4.2.2. Ambalajlı içme suları ile mikrokirleticilere (fitalat ve bisfenol) maruziyet ve risk değerlendirme	93
4.2.3. PET şişe örneklerinde mikrokirleticilerin (fitalat ve bisfenol) mevcudiyeti.....	97

4.2.4. PET şişeler ile mikrokirleticilere (fitalat ve bisfenol) maruziyet ve risk değerlendirmesi.....	102
4.3. Tereyağı örnekleri.....	104
4.3.1. Tereyağı örneklerinde mikrokirletici (PCB) mevcudiyeti	104
4.3.2. Tereyağı tüketimi ile mikrokirleticilere (PCB) maruziyet ve risk değerlendirmesi.....	110
5. SONUÇ.....	116
EKLER.....	145
ÖZGEÇMİŞ.....	181



SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
ABF	Dermal Adsorpsiyon Faktörü
ABW	Ortalama Vücut Ağırlığı
ADD _{der}	Dermal Temas Ortalama Günlük Doz
ADD _{ing}	Toz Yutma Yoluyla Ortalama Günlük Doz
ADD _{inh}	Soluma Yoluyla Ortalama Günlük Doz
AF	Cilt Adezyon Faktörü
A _{skin}	Deri Yüzey Alanı
AT	Ortalama Süre
BW	Vücut Ağırlığı
C	Konsantrasyon
CDI _{der}	Dermal Temas Yoluyla Günlük Kimyasal Alım
CDI _{ing}	Toz Yutma Yoluyla Günlük Kimyasal Alım
CDI _{inh}	Soluma Yoluyla Yoluyla Günlük Kimyasal Alım
CF	Dönüşüm Faktörü
C _{UCL}	Maruziyet Noktası Üst Güvenilir Limiti
DAF	Dermal Adsorpsiyon Faktörü
ED	Maruziyet Süresi
EDI	Günlük Alım Miktarı
EF	Maruziyet Sıklığı
e _{ij}	Kalıntı Matris
F _{exp}	Maruziyet Sıklığı
f _{kj}	Faktör Profili
g _{ik}	Faktör Katkıları
H ₂ SO ₄	Sülfürik Asit
HNO ₃	Nitrik Asit
IR _{ing}	Yutma Faktörü
IR _{inh}	Soluma Faktörü
i	Örnek Numarası
j	Tür
L	Litre
mg	Miligram
ml	Mililitre
n	Numune Sayısı
Na ₂ SO ₄	Sodyum Sülfat
ng	Nanogram
P	Genel Cilt Geçirgenlik Katsayısı
p	Faktör Numarası
PEF	Tozdan Havaya Partikül Emisyon Faktörü
R _{fD}	Referans Doz
R _{ing}	Yutma Faktörü
R _{inh}	Soluma Faktörü
S	Standart Sapma
SA	Deri Yüzey Alanı
SAF	Cilt Adezyon Faktörü

T_{avrg}	Ortalama Süre
TDI	Tolere Edilebilir Günlük Alım Miktarı
T_{exp}	Maruziyet Süresi
$\bar{X}$	Aritmetik Ortalama
X_{ij}	Bir Türün Konsantrasyonu
$Z\alpha$	Standart Normal Dağılımın Yüzdeliği
α	Tip I Hata Yapma Olasılığı (Yanlış Pozitif)
β	Çarpıklık
μg	Mikrogram
μl	Mikrolitre

Kısaltmalar	Açıklama
AB	Avrupa Birliği
As	Arsenik
B	Bor
BAF	Biyoalınabilirlik faktörü
BBP	Butil Benzil Fitalat
BPA	Bisfenol A
BPAF	Bisfenol AF
BPB	Bisfenol B
BPF	Bisfenol F
BPP	Bisfenol P
BPS	Bisfenol S
BPZ	Bisfenol Z
CB	Klorlu Bifenil
Cd	Kadmiyum
cEF	Kümülatif Zenginleştirme Faktörleri
CLT	Merkezi Limit Teoremi
Co	Kobalt
Cr	Krom
Cu	Bakır
DALP	Dialil Ftalat
DAMP	Diamil Ftalat
DBP	Dibutil Fitalat
DBP	Di-n-Bütil Ftalat
DCHP	Disikloheksil Ftalat
DCM	Diklorometan
DEHP	Di-2-Etilhekzil Fitalat
DEP	Dietil Fitalat
DHP	Diheksil Ftalat
DIDP	Diisodesil Fitalat
DINP	Diisononil Fitalat
DiBP	Diisobütil Fitalat
DiPP	Diizopentil Fitalat
DMA	Düşük-Moleküler Ağırlıklı
DMP	Dimetil Ftalat
DnOP	Di-n-Oktil Fitalat
DPP	Difenil Ftalat
ECHA	Avrupa Kimyasal Ajansı
EDC	Endokrin Bozucu Kimyasal

EF	Zenginleştirme Faktörü
EFSA	Avrupa Birliği Gıda Güvenliği Otoritesi
FAO	Gıda ve Tarım Örgütü
FDA	Gıda ve İlaç İdares
Fe	Demir
FSA	Gıda Standartları Ajansı
GC-MS	Gaz Kromatografi-Kütle Spektrometri
GTM	Gıdalarla Temasta Olan Malzemeler
Hg	Cıva
HPLC	Yüksek performanslı sıvı kromatografisi
ICP-MS	Endüktif Eşleşmiş-Kütle Spektrometri
IDL	Cihaz Belirleme Limiti
IMK	İnorganik mikro kirletici
iBCHP	İzobütilsikloheksil Ftalat
KG	Kalite Güvence
KK	Kalite Kontrol
KOK	Kalıcı Organik Kirletici
LC-MS-MS	Sıvı Kromatografi Kütle X Kütle Spektrometri
MAK-ÇKS	Maksimum İzin Verilebilir Çevresel Kalite Standardı
MDL	Metod Belirleme Limiti
Mg	Magnezyum
Mn	Manganez
Mo	Molibden
Ni	Nikel
OMK	Organik mikro kirletici
PAH	Polisiklik Aromatik Hidrokarbon
Pb	Kurşun
PCP	Kişisel Bakım Ürünü
PET	Polietilen Terafitalat
PFC	Perflorlu Bileşikler
PMF	Pozitif Matris Faktörizasyonu
PVC	Polivinil Klorür
Sb	Antimon
Se	Selenyum
SLF	Kanser eğim faktörü
SML	Spesifik Migrasyon Limiti
Sn	Kalay
Sr	Stronsiyum
TDS	Toplam Beslenme Çalışması
Ti	Titanyum
TÜBİTAK	Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu
UNEP	Birleşmiş Milletler Çevre Programı
USEPA	Abd Çevre Koruma Ajansı
UV	Ultraviyole
V	Vanadyum
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
YMA	Yüksek-Moleküler Ağırlıklı
Zn	Çinko
AB	Avrupa Birliği
As	Arsenik
B	Bor
BBP	Butil Benzil Ftalat

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	Fitalatların genel kimyasal yapısı (R_1 ve $R_2=C_nH_{2n+1}$).....	6
Şekil 2.2.	Poliklorlubifenillerin (PCB'ler) kimyasal yapısı.....	12
Şekil 3.1.	Örnekleme bölgeleri.....	43
Şekil 3.2.	Toz örneklerinin asitle yakılması.....	45
Şekil 3.3.	Ev tozlarında organik mikrokirleticilerin özütlenmesi.....	45
Şekil 3.4.	Ambalajlı suların özütleme işlemi.....	46
Şekil 3.5.	PET şişelerin özütleme işlemi.....	47
Şekil 3.6.	Tereyağı örneklerinin özütleme işlemi.....	48
Şekil 3.7.	Endüktif eşleşmiş-kütle spektrometre (ICP-MS) cihazı.....	49
Şekil 4.1.	Analiz edilen iç ortam tozu örneklerinde tespit edilen fitalat konsantrasyonları ($\mu\text{g/g}$).....	56
Şekil 4.2.	İç ortam tozu örneklerinde kirleticilerin belirlenme sıklığı (%)...	57
Şekil 4.3.	İç ortam tozlarında fitalatların farklı faktörlere yüzde katkısı (Faktör parmak izleri).....	62
Şekil 4.4.	İç ortam tozlarında fitalat faktör profilleri.....	63
Şekil 4.5.	Analiz edilen iç ortam tozu örneklerinde tespit edilen ağır metal konsantrasyonları ($\mu\text{g/g}$).....	71
Şekil 4.6.	İç ortam tozlarında ağır metallerin farklı faktörlere yüzde katkısı (Faktör parmak izleri).....	80
Şekil 4.7.	İç ortam tozlarında ağır metal faktör profilleri.....	81
Şekil 4.8.	Analiz edilen ambalajlı içme suyu örneklerinde tespit edilen fitalat ve bisfenol konsantrasyonları (ng/L).....	87
Şekil 4.9.	Ambalajlı içme sularında fitalat ve bisfenollerin belirlenme sıklığı (%).....	89
Şekil 4.10.	Analiz edilen PET şişe örneklerinde tespit edilen fitalat ve bisfenol konsantrasyonları (ng/g).....	97
Şekil 4.11.	PET şişelerin analizinde fitalat ve bisfenollerin belirlenme sıklığı (%).....	99
Şekil 4.12.	Tereyağı örneklerinde coğrafik bölgeler bazlı $\sum_{121}\text{PCB}$ konsantrasyon seviyesi.....	104
Şekil 4.13.	Tereyağı örneklerinde hedef kirleticilerin belirlenme sıklığı (%BS).....	106
Şekil 4.14.	Tereyağı örneklerinde coğrafik bölgeler bazında $\sum_{121}\text{PCB}$ eşdeğer ortalama hava konsantrasyonu.....	107
Şekil 4.15.	Tereyağı örneklerinde iller bazında $\sum_{121}\text{PCB}$ eşdeğer ortalama hava konsantrasyonu.....	108
Şekil 4.16.	Tereyağı örneklerinde ortalama EDI (mg/kg.gün) değerleri.....	110
Şekil 4.17.	Analiz edilen örneklerin tüketilmesi sonucunda ortaya çıkan TEQ eşdeğeri haftalık maruziyet değerleri.....	113
Şekil 4.18.	Analiz edilen örneklerin tüketilmesi sonucunda çocuklar için ortaya çıkan TEQ eşdeğeri günlük maruziyet değerleri.....	114
Şekil 4.19.	Analiz edilen örneklerin tüketilmesi sonucunda yetişkinler için ortaya çıkan TEQ eşdeğeri günlük maruziyet değerleri.....	115

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1.	Literatürde sıklıkla analiz edilen fitalatların genel özellikleri.....	9
Çizelge 2.2.	Fitalatlar ile ilgili Türk Gıda Kodeksinde yer alan düzenlemeler....	10
Çizelge 2.3.	Yerüstü su kaynakları için belirli kirleticiler ve çevresel kalite standartları.....	11
Çizelge 2.4.	Fitalatlar için kabul edilebilir referans değerler.....	11
Çizelge 2.5.	Farklı PCB türdeşlerinin sınıflandırılması.....	13
Çizelge 2.6.	İzomer gruplarına göre PCB'lerin fizikokimyasal özellikleri.....	14
Çizelge 2.7.	Dioksin-benzeri PCB'ler için TEF değerleri.....	16
Çizelge 2.8.	Yaygın bisfenollerin kimyasal özellikleri.....	17
Çizelge 2.9.	Analiz edilen ağır metallerin kimyasal özellikleri.....	21
Çizelge 2.10.	Ağır metallere kronik maruziyetlerin hedef organları ve klinik belirtileri.....	22
Çizelge 3.1.	Ağır metal analizi yapılan örnekleme noktalarının özellikleri.....	40
Çizelge 3.2.	Fitalat esterleri analizi yapılan örnekleme noktalarının özellikleri...	41
Çizelge 3.3.	Analiz edilen PET şişelere ait genel özellikler.....	42
Çizelge 4.1.	İç ortam tozu örneklerinde belirlenen fitalat konsantrasyonları.....	56
Çizelge 4.2.	İç ortam tozlarında fitalatların medyan konsantrasyonlarının ($\mu\text{g/g}$) dünyanın diğer yerlerinde bulunanlarla karşılaştırılması....	58
Çizelge 4.3.	İç ortam tozunda belirlenen fitalat esterleri için Spearman's rank korelasyon katsayısı (Spearman's rho).....	60
Çizelge 4.4.	İç ortam tozu örneklerinde IDL ($\mu\text{g/g}$) ve MDL ($\mu\text{g/g}$) değerleri....	65
Çizelge 4.5.	İç ortam tozu örneklerinde geri kazanım verimi oranları (%)......	65
Çizelge 4.6.	İç ortam tozu örneklerinde hedef kirleticilerin geri kazanım verimi oranları (%)......	66
Çizelge 4.7.	Çalışılan iç ortam tozundaki fitalatlardan kaynaklanan kanserojenik ve kanserojenik olmayan risk.....	68
Çizelge 4.8.	İç ortam tozlarında fitalatlar için literatürdeki çalışmalarda çocuk ve yetişkinler için bildirilen EDI değerleri ($\mu\text{g/g/gün}$).....	69
Çizelge 4.9.	İç ortam tozundaki ağır metal konsantrasyonları ve literatürdeki çalışmalarla karşılaştırılması ($\mu\text{g/g}$).....	73
Çizelge 4.10.	Çalışılan iç ortam tozundaki ağır metallerden kaynaklanan kanserojenik ve kanserojenik olmayan risk.....	85
Çizelge 4.11.	Ambalajlı içme sularında belirlenen fitalat ve bisfenol konsantrasyonları.....	88
Çizelge 4.12.	Ambalajlı içme sularında belirlenen fitalat esterleri için Spearman's rank korelasyon katsayısı (Spearman's rho).....	90
Çizelge 4.13.	Ambalajlı içme sularında hedef kirleticilerin medyan konsantrasyonlarının (ng/L) dünyanın diğer yerlerinde bulunanlarla karşılaştırılması.....	91
Çizelge 4.14.	Ambalajlı içme sularında IDL ($\mu\text{g/g}$) ve MDL ($\mu\text{g/g}$) değerleri.....	92
Çizelge 4.15.	Ambalajlı içme sularında geri kazanım verimi oranları (%)......	93
Çizelge 4.16.	Ambalajlı içme sularında hedef kirleticilerin geri kazanım verimi oranları (%)......	93
Çizelge 4.17.	Çalışılan ambalajlı içme sularında fitalat ve bisfenollerden kaynaklanan kanserojenik ve kanserojenik olmayan risk.....	94

Çizelge 4.18.	Pet şişe örnekleri konsantrasyon değerleri.....	98
Çizelge 4.19.	PET şişelerde belirlenen fitalat esterleri için Spearman's rank korelasyon katsayısı (Spearman's rho).....	99
Çizelge 4.20.	PET şişelerin analizinde IDL (ng/g) ve MDL (ng/g) değerleri.....	101
Çizelge 4.21.	PET şişelerin analizinde geri kazanım verimi oranları (%).....	102
Çizelge 4.22.	PET şişelerin analizinde tekrarlı analiz %RSD sonuçları.....	102
Çizelge 4.23.	Geri dönüşüm tesislerinde ve depolama alanlarında çalışan kişiler için fitalat ve bisfenol sağlık riski değerlendirmesi.....	103
Çizelge 4.24.	PET şişelerle sadece su tüketilmesi amacıyla temas eden kişiler için fitalat ve bisfenol sağlık riski değerlendirmesi.....	103
Çizelge 4.25.	Tereyağı örneklerinde geri kazanım verimi oranları (%).....	109
Çizelge 4.26.	Tekrarlı Analiz %RSD sonuçları.....	109
Çizelge 4.27.	Tereyağı örneklerinde EDI değerleri (mg/kg.gün).....	111



1. GİRİŞ

Çevre, hem doğal hem de antropojenik çok çeşitli kimyasallar içerir. Bu kimyasallar çevreyi, organizmaları ve insanları etkileyebilir. Modern dünyada doğal kimyasalların dengesi değişmiş ve birçok antropojenik kimyasal çevrede yaygınlaşmıştır. İlaçlar, böcek ilaçları, plastikleştiriciler ve alev geciktiriciler gibi kimyasalların hastalıkları azaltmak, mahsul üretimini iyileştirmek ve yanıcılığı azaltmak gibi yararlı kullanımları olsa da, bunların yaban hayatı ve insan sağlığı üzerindeki etkileri küresel bir endişe kaynağıdır.

Mikrokirleticiler, biyolojik olarak parçalanamayan ve çok düşük konsantrasyonlarda (litre başına mikro, nano veya pikogram aralığında) bile kalıcı olan organik ve inorganik çevresel kirleticilerdir (Ng'eno ve Shikuku, 2022). İç ortamlar ve gıdalar, bazıları toksik olan ve çevreye salınmaları insan sağlığını tehdit edebilecek önemli mikrokirleticiler için alıcı konumundadır. Polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAHlar), yasaklı ve güncel pestisitler, farmasotikler, dioksin/furanlar (PCDD/F), ftalatlar, ve çok klorlu bifeniller (PCB'ler) gibi organik veya ağır metaller gibi inorganik mikrokirleticiler bu alıcı ortamlarda birikerek insanlara ulaşabilirler.

Çevresel ortamlara ulaşan mikro kirleticilerin akıbeti, oluşumu ve ekotoksikolojik önemi, toplumların son dönemlerde karşı karşıya kaldığı nispeten yeni bir sorundur. Bu kirleticilerin herhangi bir düzenleyici önlem olmaksızın sürekli deşarjı, düşük konsantrasyonlarında bile çevresel kaygılara neden olabilir. Çevresel mikrokirleticilere bağlı akut toksisite pek olası görülme de, kronik maruz kalmalar ekosistemin biyotik unsurlarına büyük ölçüde zarar verebilir (Arslan ve ark., 2017).

İnsanlar çevresel mikrokirleticilere, hava, gıda, su veya ürün ve malzemelerle temas gibi bir dizi yolla maruz kalmaktadır (Enault ve ark., 2015). Tüm çevresel alanlarda tespit edilen çok sayıda mikro kirletici varlığı ve olası maruz kalma yollarının çeşitliliği ile karşı karşıya kalındığında, bu mikro kirleticilerin insanlara bulaşmasının ana yollarının belirlenmesi önemlidir, böylece ortaya çıkabilecek maruziyeti azaltmak için alınacak önleyici tedbirlere öncelik verilebilir.

Mevcut tez çalışmasının ana amacı, günlük hayatımızda farklı çevresel ortamlarda (iç ortam, gıda, içme suyu) farklı maruziyet yolları (soluma, yutma, dermal temas) ile maruz kaldığımız bazı mikrokirleticilerin (fitalatlar, bisfenoller, PCB'ler ve ağır metaller) miktarlarının belirlenmesi ve risk değerlendirmesinin yapılmasıdır.

Günlük yaşantımızda insanların en çok vakit geçirdiği kapalı alanlar ev, ofis ve ulaşım araçlarıdır (Bozkurt ve ark., 2007). Dış hava kalitesi 1970'lerden beri çok sayıda çalışmanın konusu olmasına ve gelişmiş ülkelerdeki nüfusun zamanlarının çoğunu konut, ofis, okul veya ulaşım sistemleri gibi kapalı alanlarda geçirmesine rağmen, iç hava kalitesi daha yakın bir geçmişte bir endişe kaynağı olmaya başlamıştır (Zeghnoun ve ark., 2010). Ülkemizde bu güne kadar iç ortam hava kalitesi konusunda yapılan çalışmaların dünyadaki diğer bölgeler ile karşılaştırıldığında sayıca az olması, bölgemizde mevcut durumun tespit edilmesi için daha çok veri üretilmesine ihtiyaç olduğunu göstermektedir. Bu tez çalışması sayesinde, trafik ve yerleşimin yoğun olduğu Ankara kenti için iç ortamda maruz kalunan ağır metal ve fitalat kirliliğine ilişkin mevcut durum değerlendirilmiştir. Ayrıca çalışma kapsamında analiz edilen kirleticilere maruziyet değerlendirmesi yapılarak yetişkinler ve çocuklar için kanser riskleri hesaplanmıştır.

Gıdalar üzerindeki bulaşanların insan vücuduna alınması insan sağlığı üzerinde önemli bir risk oluşturmaktadır. Gıda bulaşanları arasında fitoöstrojenler, guatrojenler, mikotoksinler, plastikleştiriciler (fitalatlar vb.), kalıcı organik kirleticiler (pestisit, poliklorlu bifenil vb.) ve poliaromatik hidrokarbonlar sayılabilir (Yurdakök Dikmen ve Filazi, 2019). Çeşitli gıda matrislerinin (sebzeler, yumurtalar, balık, et, yağlar ve süt) tüketimi yoluyla, bu kirleticilerin nörotoksisite, endokrin bozulması, kanser, üreme bozuklukları, lösemi, astım ve fetal gelişim üzerindeki riskler gibi sağlık etkilerine neden olduğu bildirilmiştir (Fernandes ve ark., 2019; Gilden ve ark., 2010; Kim ve ark., 2017; Lü ve ark., 2014; UNEP/WHO, 2012). Bu tez çalışması kapsamında günlük hayatımızda sıklıkla tüketilen bir besin maddesi olan tereyağı vasıtasıyla çok klorlu bifenillere (PCB) maruziyet, hayati fonksiyonlar için temel sıvı olan su tüketimi vasıtasıyla ise fitalat ve bisfenollere maruziyet değerlendirilmiştir.

Kalıcı Organik Kirletici (KOK) kavramı küresel önlem açısından özellikle ele alınan ve “kirli 12li” olarak tabir edilen 12 adet kirleticinin belirlenerek kullanım ve üretiminin uluslararası Stockholm Sözleşmesi ile yasaklanması/sınırlandırılması ile ortaya çıkmıştır. Modern yaşamın her alanında PCB’lerin de içerisinde bulunduğu KOK’lara maruz kalınmakta olup, bazı önlemler alınarak, vücuttaki tüm hücreleri tehdit eden KOK kirliliğini azaltmak mümkün olsa da tamamen kaçınmak mümkün olmamaktadır. Süt ürünlerindeki PCB kontaminasyonu; sağım hayvanlarının maruz kaldığı bulaşmaya bağlı olarak hammaddeden ve/veya üretim ve depolama sırasında süt mamulleri ile temas eden makine ve ekipmanlardan kaynaklanabilir. Uluslararası ölçekte yürürlükte olan Stockholm Sözleşmesinin etkinliğinin değerlendirilebilmesi açısından PCB konsantrasyonlarındaki değişimlerin izlenerek PCB’lerin bölgesel ve küresel ölçekte uzun mesafeli taşınmasına dair veri toplanması için çevresel ortamlarda, özellikle de hava ortamında gerçekleştirilen çalışmalar çok büyük önem arz etmektedir. Ancak hava ortamında ulusal, bölgesel, veya küresel ölçekte birden çok noktada eş zamanlı örnek toplama işlemi finansal açıdan büyük kaynak gerektirmesinin yanı sıra, ekipman, lojistik ve uzman işgücü açısından da zorlukları olan bir uygulamadır. Bu sebeple, PCB konsantrasyonlarının dolaylı yollardan ölçümüne yardımcı olacak örnekleme stratejilerinin ve örnek matrislerinin geliştirilmesi önem arz etmektedir. Önerilen yöntemler arasında sentetik materyallerle pasif örnekleme tekniklerinin yanı sıra tereyağı veya bitkiler gibi temsilci örnekleme matrislerinin kullanılması da yer almaktadır.

PCB’lere insanların maruziyeti durumunun tipik bir batı beslenme tarzında özellikle süt ve süt ürünlerinin tüketilmesinden yoğun şekilde etkilendiği bilinmektedir. Son dönemlerde özellikle doğal/organik beslenme amacı doğrultusunda özellikle ev yapımı süt ürünleri oldukça rağbet görmektedir. Türkiye’de yerel/köy/ev yapımı tereyağı örneklerinde PCB düzeylerinin belirlenmesi üzerine yapılmış çalışma sayısı oldukça az olup, söz konusu çalışmalar ülkemizin sadece belirli illeri/bölgeleri ile sınırlı kalmış, ülke genelini kapsayan bir çalışma gerçekleştirilmemiştir (Aksoy ve ark., 2013; Bulut ve ark., 2010; Uçar ve ark., 2011; Yentür ve ark., 2001). Bu tez çalışmasında, Türkiye’de Nisan-Mayıs 2014 döneminde 44 ilden toplanan 94 adet ev yapımı tereyağı örneğinde PCB’ler incelenerek elde edilen veriler ışığında gıda yoluyla (tereyağı) PCB’lere maruziyet durumu değerlendirilmiştir.

Yiyecekleri ve içecekleri çevresel kirlenmelerden korumak için tasarlanan ambalaj malzemeleri, zaman içerisinde hayatımızın vazgeçilmez bir parçası haline gelmiştir. Diğer taraftan, ambalaj malzemesi, bazı kimyasal bileşenlerinin ürüne muhtemel geçişi riski nedeniyle potansiyel bir kimyasal kirlilik kaynağı haline de gelebilmektedir. Kimyasal maddelerin ambalaj malzemelerinden gıdalara geçişinin izlenmesi, gıda güvenliğini sağlamanın ve insan sağlığını korumanın temel bir bileşeni olarak gereklidir.

Türkiye’de ambalajlı su tüketiminin 2014 itibariyle bazı AB ülkelerine yaklaştığı, bazılarını da geçtiği bilinmektedir. Marmara, Ege ve İç Anadolu bölgeleri tüketimin en yoğun olduğu kesimlerdir. Ülkemiz ambalajlı su ile 1997 yılında tanışmış olup, 2019 yılı itibari ile Türkiye’de 322 adet ambalajlı su üreten firma bulunmaktadır (GGH, 2019).

İçme sularının ambalajlanmasında kullanılan plastikler yüksek molekül ağırlıklı organik moleküllerden ya da polimerlerden oluşmaktadır. Polivinil klorür (PVC) polimeri gibi kolay kırılabilen plastiklere esneklik ve dayanıklılığını arttırmak amacıyla yüksek miktarda plastikleştirici (yumuşatıcılar, plastifiyan) madde eklenmektedir. Ticari olarak en yaygın kullanılan plastikleştirici fitalattır. Plastikleştirici olarak kullanıldıklarında fitalatlar polimerlerle kovalanet bağ oluşturmazlar ve polimerlere tersinir olarak tutunurlar. Dolayısı ile fitalatlar çevresel ortamlarda çok az değişime uğrarlar ve yüksek veya düşük pH, sıcaklık, basınç, ultraviyole (UV), güneş ışığı, mikrodalgalar gibi faktörler veya yağ, çözücü gibi maddelerle temas, plastiğin yapısından ayrılmasına sebep olabilir. Türkiye’de ambalajlı sularda fitalat mevcudiyeti ve/veya su ambalajlarının bünyesindeki fitalat mevcudiyetine dair çalışma sayısı ve bu çalışmalarda analiz edilen örnek sayıları ve fitalat türleri oldukça sınırlıdır (Merdim, 2020; Oruç, 2020). Ayrıca bu çalışmalar yalnızca su örnekleri üzerine odaklanmıştır. Bu tez çalışması ile perakende olarak piyasaya sürülen PET şişelerin ambalaj malzemesi bünyesinde bulunan fitalatların yanı sıra, su örneklerinde de fitalat seviyeleri araştırılmıştır. Çalışmada; Bursa ilinde perakende olarak satılan su örneklerinde (en çok satılan 17 marka) ve PET şişe malzemesinde (200-500 ml hacimli) fitalat seviyeleri belirlenmiş, maruziyet ve risk değerlendirme hesaplamaları yapılmıştır.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Organik ve İnorganik Mikrokirleticiler

Mikrokirleticiler, çevrede çok düşük konsantrasyonlarda (ng/L'den µg/L'ye kadar) bulunan, temel olarak insan faaliyetlerinden (endüstriyel işlemler, tarımsal uygulamalar, günlük yaşam faaliyetleri vb.) kaynaklanan istenmeyen kimyasal maddelerdir (Aemig ve ark., 2021). Düşük konsantrasyonlarda bile toksik olmaları, kalıcılıkları ve besin zincirinde biyobirikimleri nedeniyle canlı organizmalar üzerinde olumsuz etkilere sahip olabilirler (Aemig ve ark., 2021).

II. Dünya Savaşı'ndan bu yana, antropojenik kimyasal maddelerin küresel üretimi 1 milyon tondan 400 milyon tona yükselmiştir. Organik mikro kirleticiler (OMK'ler) Avrupa su ortamında bulunan 20'den fazla sınıfı içermektedir (Geissen ve ark., 2015). Öne çıkan sınıflar farmasötik olarak aktif bileşikler, kişisel bakım ürünleri (PCP), endokrin bozucu kimyasallar (EDC), pestisitler, endüstriyel kimyasallar, dezenfeksiyon ürünleri (DBP), çok florlu bileşikler (PFC), katkı maddeleri, koruyucular, deterjanlar, yüzey aktif maddeler, alev geciktiriciler, plastikleştiriciler ve bunların dönüşüm ürünleridir (Liu ve Wong, 2013; Ojajuni ve ark., 2015; Petrie ve ark., 2015).

Bugün itibarıyla, gelişmiş ülkelerin çoğu, uygun yasal önlemleri benimseyerek çevredeki genel KOK konsantrasyonunu azaltabilmiştir (Jones ve ark., 2005); bu nedenle odak daha sonra biyotik elementlere zarar verebilecek bu yeni kirleticiler sınıfına kaydırılmıştır (Larsen ve ark., 2004). Kirleticilerin yalnızca son zamanlarda çevreye girmesi değil, analitik prosedürlerdeki modern gelişmeler de, ortamdaki düşük konsantrasyonlarına rağmen bunların tespit edilmesini mümkün kılmıştır (Brack ve ark., 2015; Gavrilescu ve ark., 2015; Guibal ve ark., 2015). Bunların çevredeki önemi, kalıcılıklarından ziyade onları “yeni nesil kirleticiler” veya “olası kirleticiler” haline getiren sürekli emisyonlarıyla birlikte aktif biyolojik özelliklerinden kaynaklanmaktadır (Bueno ve ark., 2012; Murray ve ark., 2010).

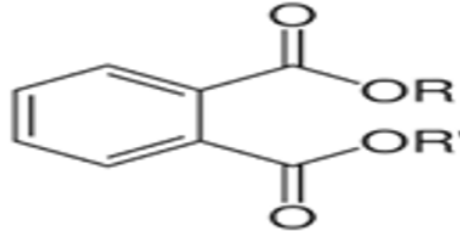
OMK'lerin kanserojenik ve endokrin bozucu olma gibi canlı organizmalar ve insanlar üzerinde bilinen etkileri vardır (Ahmed ve ark., 2017). İnorganik mikrokirleticiler de

(IMK'ler) formlarına bağılı olarak sağıık üzerinde farklı etkilere sahip olabilir: kanserojenik etki, sinir sistemi hasarları, mide rahatsızlıkları, dermal patolojiler vb (Gwenzi ve ark., 2018).

2.2. Hedef Organik ve İnorganik Mikroirleticiler

2.2.1. Fitalatlar

Plastikleştiriciler kendi aralarında adipatlar, azelatlar, benzoatlar, maleatlar, oleatlar, fosfatlar ve fitalatlar olarak değışik gruplara ayrılırlar. Bunların arasında fitalatlar, gerek fiyat avantajı, gerek teknik performansı nedeniyle en çok kullanılan plastikleştiricilerdir. Fitalatlar 1920'lerden beri dünya genelinde plastikleştirici ve pek çok üründe katkı malzemesi olarak kullanılmakta olan sentetik kimyasal maddelerdir. Özellikle PVC'nin yapısında yaygın olarak kullanılırken, tekstil ürünleri, oyuncaklar, kişisel bakım ürünleri, kan ve ürünleri saklama poşetleri ve tıbbi cihazlarda bulunabilmektedir (Koch ve Calafat, 2009). Fitalatlar, aynı genel kimyasal yapıya (o-fitalik asit) sahip maddeler grubu olup, iki adet alifatik karbon zincirine esterleşmişlerdir (şekil 2.1). Fitalatların toksisitesi ve farklı fitalatların kullanımı karbon zincirlerinin uzunluğuna bağlıdır (Scholz, 2003).



şekil 2.1. Fitalatların genel kimyasal yapısı (R_1 ve $R_2 = C_nH_{2n+1}$)

Fitalatlar plastikleştirici madde olarak oyuncaklardan duvar kaplamalarına, kablolardan gıda ambalajlarına kadar pek çok üründe kullanılmaktadır (Haned ve ark., 2018). Fitalatlar sert polivinil klorür (PVC) reğineyi esnek ve çalışılabilir plastiğe dönüştürmek için çiğnenebilir kauçuk oyuncaklarda ve diğer yumuşak plastik ürünlerde kullanılmaktadır (Fasano ve ark., 2012; Haned ve ark., 2018). Plastiklere eklendiklerinde uzun polivinil moleküllerin birbirleri üzerinde kaymasına izin verirler. Suda çözünürlükleri düşük, yağda çözünürlükleri yüksektir ve kanserojenik özelliğe sahiptirler

(Gomez-Hens ve Aguilar-Caballos, 2003; Staples, 2003; Venter, 2006). İçme suyu şişelerindeki fitalatlar, plastik şişe imalatında kasıtlı olmadan ilave edilen maddeler grubundadır (Kassouf ve ark., 2013).

PET şişeler ilk üretildiklerinde asitli içeceklerde kullanılmakla birlikte takip eden süreçte yaygın olarak su ambalajı olarak kullanılmıştır. Plastik şişelerdeki fitalatlar kimyasal olarak bağlı değildir ve polietilen (PE) ve Polietilen tereftalat (PET) şişelerden hareket etmeleri kolaydır (Schettler, 2006). Sıvı, katı ya da viskoz yapıda, düşük buhar basıncına sahip olan bu maddeler, homojen bir yapı sağlamak amacıyla polimerlerle fiziksel bir etkileşim içinde bulunmakta, kimyasal olarak bağlanmadığı için polimeri kolay terk ederek ortama yayılmaktadır (Yerlikaya, 2017).

Araştırmalara göre dünyadaki pekçok insan farklı sebeplerle fitalatlara maruz kalmakta ve insan serumu ve yağ dokusunda fitalat varlığı görülmektedir (Liou ve ark., 2014). Özellikle içme suyuyla fitalat maruziyetinin arttığı bilinmektedir (Abtahi ve ark., 2019; Luo ve ark., 2018).

Avrupa Birliği (AB) 1935/2004 numaralı komisyon kanununa göre yiyecek ve içeceklerle doğrudan veya dolaylı olarak temas eden her türlü madde ve nesne “Gıdalarla Temasta olan Malzemeler (GTM)” olarak tanımlanmaktadır (EC, 2004; EFSA, 2009). Plastik en genel GTM’lerden biridir (Bolognesi ve ark., 2017). Örneğin bir plastik türü olan polietilen teraftalat (PET), polyesterler grubundan olan yarı-şeffaf bir polimer olup, hafiflik, esneklik, şeffaflık, nispeten yüksek sıcaklıklara dayanıklılık ve karbon dioksiti (CO₂) nispeten az geçirmesi gibi özellikleri sebebi ile su ve diğer gazlı/gazsız içeceklerin ambalajlanmasında sıklıkla kullanılan bir GTM’dir (Cincotta ve ark., 2018).

Gündelik hayatımızda çokça kullandığımız şişe sularındaki fitalat düzeyiyle ilgili Türkiye’de çok sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır. Bu nedenle bu çalışmanın amaçlarından biri Türkiye’de perakende olarak satılan ambalajlı su örneklerinde ve ambalajlarda fitalat seviyelerinin belirlenmesi, su tüketimi yoluyla maruziyet durumunun değerlendirilmesidir.

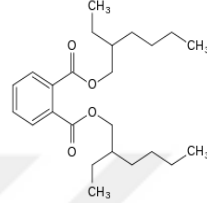
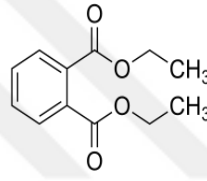
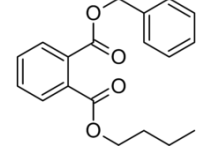
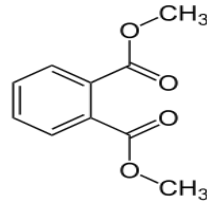
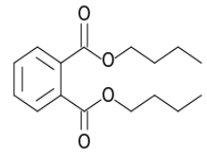
Fitalatlar karbon zincirinin uzunluğuna göre uzun zincirli (7-13 karbon atomu) yüksek-moleküler ağırlıklı (YMA) (Uçar ve ark.) ve kısa zincirli (3-6 karbon atomu) düşük-moleküler ağırlıklı (DMA) fitalatlar olarak ikiye ayrılmaktadır (EC, 2017). YMA'lar arasında Diisononil fitalat (DINP), diisodesil fitalat (DIDP), ve di-n-oktil fitalat (DnOP), DMA'lar arasında di-2-etilhekzil fitalat (DEHP), dibutil fitalat (DBP), ve butil benzil fitalat (BBP) yer almaktadır (DanishEPA, 2013; NRC, 2009). DEHP gibi yüksek molekül ağırlıklı olan fitalatlar, düşük biyoakümülyasyon faktörüne sahiptir. Biyoakümülyasyon faktörü, kirleticilerin organizmalarda biyolojik olarak birikme potansiyeli ile ilişkili bir göstergedir. Biyoakümülyasyon faktörü düşük olan maddeler önlem gerektirmezler (Staples ve ark., 1998). Ancak önlem gerektiren yüksek biyoakümülyasyon faktörüne sahip düşük molekül ağırlıklı fitalatlar da bulunmaktadır. Bunlar arasında DBP, Dietil fitalat (DEP) ve Diisobütil fitalat (DiBP) bulunmaktadır. Düşük molekül ağırlıklı türler sıcaklığa dayanıklı iken yüksek molekül ağırlıklı türlerin sıcaklığa dayanımlarının az olduğu bilinmektedir (Johns ve ark., 2015; Mariana ve ark., 2016). Literatürde sıklıkla analiz edilen fitalatların genel özellikleri Çizelge 2.1'de verilmiştir.

Küresel olarak DINP (%25) ve DEHP (%50) dünya genelindeki fitalat marketinin %75'ini oluşturmaktadır; 2014 yılında 5,35 milyon ton olan DINP ve DEHP üretimi 2019 yılında 6,76 milyon tona ulaşacağı tahmin edilmiştir (MicromarketMonitor, 2015). Benzer kimyasal özelliklere sahip olmalarına rağmen her bir fitalat esterinin kendine özgü fiziksel ve kimyasal özelliği olup, biyolojik organizmaları farklı şekillerde etkilemektedir (Kamrin, 2009).

Oluşturduğu sağlık riskleri nedeniyle ABD Çevre Koruma Ajansı (United States Environmental Protection Agency, USEPA) fitalat esterlerini “endişe yaratan kimyasallar” (chemicals of concern) listesine eklemiştir (USEPA, 2007b). Avrupa Kimyasal Ajansı (European Chemical Agency, ECHA) tarafından DEHP, DBP, BBP, DIBP, DINP, DIDP, DnOP kanser yapıcı, mutajenik veya üreme için toksik (Carcinogenic, Mutagenic, Reprotoxic, CMR) olarak reprotoksik 1B kategorisinde sınıflandırılmıştır. Bu sınıflandırma 4 ile 1 arasında yapılmakta ve 1 en tehlikeli grup olarak değerlendirilmektedir. Bu durum göz önüne alınarak gıda ile temasta olan materyallerle ilgili yasal düzenlemeler yapılmaktadır (Cariou ve ark., 2016). Avrupa

Birliğı Komisyonu tarafından kabul edilen 10/2011 numaralı yönetmeliğe göre, gıda ile temas eden paketleme materyalinde izin verilen DEHP, BBP ve DBP konsantrasyon limit değerleri sırası ile 1,5, 30 ve 0,3 mg/kg olarak belirlenmiştir (EC, 2011b).

Çizelge 2.1. Literatürde sıklıkla analiz edilen ftalatların genel özellikleri

Kimyasal	Açıklama	Kimyasal Yapısı	Referans
DEHP	Yıllık üretimi iki milyon tondan fazla olan DEHP en yaygın kullanılan ftalat esteridir. Üretilen DEHP'nin %90'dan fazlası PVC için plastikleştirici madde olarak kullanılmaktadır. Oyuncaklar, ev ürünleri, elektronikler aletler, lambalar, gıda üretim ekipmanları, gıda ambalajları, yapıştırıcılar, medikal ürünler ve PVC'nin yer aldığı tüm alanlarda kullanılmaktadır. Polimerlere kovalent bağla bağlanmadığı ve hidrofobik olduğu bilinmektedir. Hegzan ve mineral yağlarda çözünmektedir.		(Yerlikaya, 2017)
DEP	Moleküler ağırlığı diğer ftalatlara göre daha düşüktür. Bir çok kozmetik ürün formülasyonunda, şampuanlarda, sabunlarda, endüstriyel solventlerde, aspirin kaplamasında, dental materyallerde, gıda ve farmakolojik paketlerde yapıştırıcı, plastikleştirici ve yüzey kaydırıcı olarak kullanılmasından dolayı en çok deri teması ve sindirim yoluyla vücuda alınmaktadır.		(Yerlikaya, 2017)
BBP	Düşük moleküler ağırlığa sahip olup, gıda ambalajları, boyalar, deodorant, mobilya döşeme ve sentetik deri malzemelerinde kullanılmaktadır. BBP'ye en çok gıdalar, özellikle yağ içeriği yüksek olan ürünler ile maruz kalınmakla beraber hava ve sudan da geçiş olmaktadır.		(Yerlikaya, 2017)
DMP	Molekül formülü C ₁₀ H ₁₀ O ₄ 'dür ve moleküler ağırlığı çok düşüktür. Böcek ilaçları, plastikler, ev ürünleri ve kozmetik ürünlerde bulunan katkı maddelerinde kullanılmaktadır. Yan zinciri 1 karbondan oluşur ve toplam karbon atomu sayısı 1'dir.		(UBBM, 2022)
DBP	Düşük moleküler ağırlığa sahip bu ftalatın, yan zinciri 3-4 karbondan oluşur ve toplam karbon atomu sayısı 4'tür. Yapıştırıcılar, kozmetik ürünler, endüstriyel solventler, farmasötiklerin kaplanması, PVC, dolgu maddeleri, macunlar gibi polimerlerde plastikleştirici olarak ve elektronik aletlerde kullanılmaktadır.		(UBBM, 2022)

Ülkemizde fitalat esterlerinin gıda ile temas eden ambalaj malzemesinde kullanımı Türk Gıda Kodeksi ile kontrol altına alınmıştır (Çizelge 2.2) (Resmi-Gazete, 2008). Türk Gıda Kodeksi, Avrupa Birliği yasal düzenlemeleri ile uyum göstermektedir.

Öte yandan, İçme Suyu Temin Edilen Suların Kalitesi ve Arıtılması Hakkında Yönetmelik (Resmi-Gazete, 2019) kapsamında yalnızca DEHP kimyasalına dair bir düzenleme mevcut olup, bu kapsamda A1 (Basit fiziksel arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen sular), A2 (Fiziksel arıtma, kimyasal arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen sular) ve A3 (Fiziksel arıtma, kimyasal arıtma, ileri arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen sular) sınıfı sular için kalite standartları sırasıyla 10 µg/L, 15 µg/L ve 35 µg/L olarak belirtilmiştir. A3 kategorisi için verilmiş olan sınır değerleri aşan suların içme ve kullanma suyu olarak kullanımının tercih edilmemesi gerektiği bildirilmiştir (Resmi-Gazete, 2019).

Çizelge 2.2. Fitalatlar ile ilgili Türk Gıda Kodeksinde yer alan düzenlemeler

Fitalatlar	Kullanım alanları	SML**
DEHP	a) kullanımı tekrarlanan ve yağsız gıdalarla temas eden madde ve malzemelerde plastikleştirici olarak, b) son üründe % 0.1'e kadar teknik yardımcı madde olarak kullanılır.	1,5 mg/kg gıda benzeri
DBP	a) kullanımı tekrarlanan ve yağsız gıdalarla temas eden madde ve malzemelerde plastikleştirici olarak, b) son üründe poliolefinlerde %0,05'e kadar olan derişimlerde teknik yardımcı madde olarak kullanılır.	0,3 mg/kg gıda benzeri
BBP		30 mg/kg gıda benzeri
DiNP	a) kullanımı tekrarlanan ve yağsız gıdalarla temas eden madde ve malzemelerde plastikleştirici olarak,	
birincil doymuş C9- C10 alkollerle, %60'dan fazla C9'lu	b) TGK-Bebek Formülleri, TGK-Devam Formülleri ve TGK- Bebek ve Küçük Çocuk Ek Gıdaları tebliğlerinde tanımlanmış olanlar hariçyağsız gıdalarla temas eden	9 mg/kg gıda benzeri
DiDP	tek kullanımlık madde ve malzemelerde plastikleştirici olarak, c) son üründe %0,1'e kadar teknik yardımcı madde olarak kullanılır.	9 mg/kg gıda benzeri
birincil doymuş C9- C11 alkollerle, %90'dan fazla C10'lu		

*SML=Spesifik Migrasyon Limiti: Madde veya malzemeden gıdaya veya gıda benzerine geçen belirli bir maddenin izin verilen maksimum miktarı

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YKSY) EK-1’de (Yerüstü Su Kütlelerinde Baskı ve Etkilerin Değerlendirilmesi) verilen yerüstü su kaynakları için belirli kirleticiler ve çevresel kalite standartlarına göre fitalatlar için maksimum izin verilebilir çevresel kalite standardı (MAK-ÇKS) değerleri Çizelge 2.3’de gösterilmiştir (YKS, 2012).

Çizelge 2.3. Yerüstü su kaynakları için belirli kirleticiler ve çevresel kalite standartları

Kimyasal Adı	Nehirler/Göller (µg/L)	Kıyı ve Geçiş Suları (µg/L)
BBP	44	27
DBP	96	96
DEP	1920	1920
DnOP	16800	16800
DEHP	-	-

Fitalatlar, ciddi hepatotoksik etkiler (karaciğer hasarına neden olma) göstermektedir. Öyle ki, Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı (ATSDR) DEHP’yi 2B sınıfında muhtemel kanserojenik olarak sınıflandırmıştır (ATSDR, 2005; Erkekoglu ve ark., 2014). Sebep oldukları temel sağlık sorunları, fitalatların ve metabolitlerinin endokrin bozma potansiyeli ile ilgilidir. Avrupa Birliği Gıda Güvenliği Otoritesi’ne göre (European Food Safety Authority, EFSA) 60 kg’lık bir birey için günlük tolere edilebilir fitalat değerleri ve kabul edilebilir referans değerler Çizelge 2.4’de verilmiştir (EFSA, 2005a, 2005b).

Çizelge 2.4. Fitalatlar için kabul edilebilir referans değerler

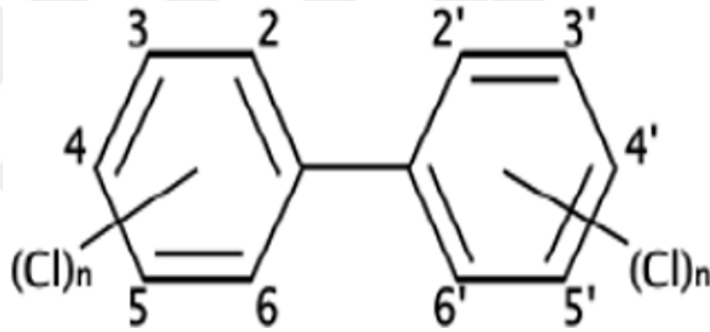
Fitalatlar	İçme Suyu Limit Değeri (µg/L)	Tolere edilebilir günlük alım miktarı (TDI) (µg/kg vücut ağırlığı/gün)	60 kg birey için günlük tüketim sınırı (mg)	RfD (Referans Doz) (µg/kg vücut ağırlığı/gün)
DEHP	6 ^a /8 ^b , 10 ^c , 15 ^c , 35 ^c , 500 ^d	50	3	20
DBP	450 ^d , 20 ^c	10	0,6	100
BBP	100 ^c	500	30	200
DMP	500 ^d	-		-
DEP	550 ^d	-		800

^a(USFDA, 2012); ^b(WHO, 2011); ^c(Resmi-Gazete, 2019) (A1, A2 ve A3 sınıfı sular için limit değeri); ^d(USEPA, 1991); ^e(MDH, 2013)

Avrupa Birliği'nin EU No10/2011 numaralı yönetmeliği ile, yağ içeriğine göre sınıflandırılan (Yağlı gıdalar (fitalat yağda ve alkolde kolay çözünmektedir), Yağsız gıdalar (fitalat su içerisinde zor çözünmektedir) ve Bebek mamaları) gıda ile temas eden malzemelerde plastik kullanımının düzenlenmesi konusunda kullanım amacına göre plastikleştirici ise %30 oranında, teknik destek ajanı ise %0,1'den az miktarda fitalat kullanımına izin vermektedir. Belirtilen sınıflandırma içerisinde 5 fitalat esterinin (DEHP, DBP, BBP, DIDP ve DINP) kullanımına izin verilmiştir (EC, 2011b).

2.2.2. Çok klorlu bifeniller

PCB'lerin ticari kullanımı 1929'da başlamış ve üretiminin son olarak 1980'lerin ortalarında durdurulduğu bilinmektedir. Şekil 2.2, PCB'lerin kimyasal yapısını göstermektedir.



Şekil 2.2. Poliklorlubifenillerin (PCB'ler) kimyasal yapısı

PCB'ler, KOK sınıfında yer almakta olup, Sotckholm Sözleşmesi kapsamında küresel olarak yasaklanmış/sınırlanmıştır. Çevresel ortamlrda biyolojik olarak parçalanabilirlikleri çok düşük olup biyolojik birikim ve biyolojik artış eğilimleri nedeniyle, kullanımı ve emisyonları konusunda uluslararası kısıtlamalara tabidirler (Bergman ve ark., 2012).

Çok klorlu bifeniller (PCB'ler), çeşitli endüstriyel karışımlarda klor iyonlarının farklı konfigürasyonlarda (orto, meta ve para) bifenile bağlanmasıyla üretilen yaklaşık 209 ayrı kimyasal bileşikten (kongener, türdeş) oluşan bir kimyasal grubudur (Çizelge 2.5 (Ballschmiter ve Zell, 1980) ve Çizelge 2.6 (Robertson ve Hansen, 2001)).

Çizelge 2.5. Farklı PCB türdeşlerinin sınıflandırılması

Homolog grup	Kimyasal formül	Türdeş sayısı	Kimyasal yapı
Mono-CBler	$C_{12}H_9Cl$	3	
Di-CBler	$C_{12}H_8Cl_2$	12	
Tri-CBler	$C_{12}H_7Cl_3$	24	
Tetra-CBler	$C_{12}H_6Cl_4$	42	
Penta-CBler	$C_{12}H_5Cl_5$	46	
Hekza-CBler	$C_{12}H_4Cl_6$	42	
Hepta-CBler	$C_{12}H_3Cl_7$	24	
Okta-CBler	$C_{12}H_2Cl_8$	12	
Nona-CBler	$C_{12}H_1Cl_9$	3	
Deka-CBler	$C_{12}Cl_{10}$	1	

PCB kaynakları; elektronik ekipmana olan talebin artması, artan e-atık üretimi ve ardından elektrikli ekipmanın yasadışı geri dönüşümü ve arıtılması ve atık yakma (Breivik ve ark., 2011), trafoların sökülmesi sırasında çevreye PCB içeren yağların sızması ve kurtarılamayan kısımlarının çöp sahasına ve yakın çevresine atılması, değerli metallerin geri kazanılması için açık yakma, plastik soyma ve eritme, devre kartlarının açık ateşte eritilmesi ve asit banyolarında metal özütlenmesi (Lau ve ark., 2012) ve gemi enkazları olarak sayılabilir.

Çizelge 2.6. İzomer gruplarına göre PCB’lerin fizikokimyasal özellikleri (Robertson ve Hansen, 2001)

	Molekül ağırlığı (g/mol)	Buhar Basıncı (25 °C, Pa)	Suda Çözünürlük (25 °C, g/m ³)	Oktanöl/su ayrılım katsayısı (log Kow)	Yaklaşık buharlaşma oranı (25 °C, g/(m ² /sa))
Mono-CBler	188,7	0,9-2,5	1,21-5,5	4,3-4,6	0,25
Di-CBler	223,1	0,008-0,6	0,06-2	4,9-5,3	0,065
Tri- CBler	257,5	0,003-0,22	0,015-0,4	5,5-5,9	0,017
Tetra-CBler	292,0	0,002	0,0043-0,01	5,6-6,5	4,2x10 ⁻³
Penta-CBler	326,4	0,0023-0,051	0,004-0,02	6,2-6,5	10 ⁻³
Hekza-CBler	360,9	0,0007-0,012	0,0004-0,0007	6,7-7,3	2,5x10 ⁻⁴
Hepta-CBler	395,3	1,3x10 ⁻⁴	0,000045	6,7-7	6,2x10 ⁻⁵
Okta-CBler	429,8	2,8x10 ⁻⁵	0,0002-0,0003	7,1	1,5x10 ⁻⁵
Nona-CBler	464,2	6,3x10 ⁻⁶	0,00018-0,0012	7,2-8,16	3,5x10 ⁻⁶
Deka-CBler	498,7	1,4x10 ⁻⁶	0,000001	8,26	8,5x10 ⁻⁷

Yarı uçucu, biyolojik dokularda birikebilen, kalıcı ve toksik özelliklere sahip olan PCB’ler, hava akımları vasıtasıyla kullanıldıkları alanlardan çok uzak bölgelere taşınabilmektedirler. PCB’lerin baskı mürekkepleri ve yapıştırıcılar gibi açık uygulamalarda kullanımı 1976’da Avrupa Birliği (AB)’nde yasaklanmıştır. PCB’lerin hammadde veya kimyasal ara madde olarak kullanımı 1985’ten beri AB’de yasaklanmıştır. 1996’da direktifin yerini PCB içeren herhangi bir ekipmanın tamamen kaldırılması veya dekontaminasyonu için 2010’a kadar bir son tarih belirleyen Direktif

96/59/EC almıştır. KOK'ların kaynakları, çevrede dolanımları, akıbetleri ve çökeldikleri çevresel ortamlarla ilgili pek çok çalışma yapılmıştır. Halihazırda KOK'ların zararlı etkilerinden insan ve çevre sağlığını korumak amacı ile oluşturulmuş iki uluslararası anlaşma mevcuttur. Bu anlaşmalar a) Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP) Stockholm Sözleşmesi (2003) ve b) bölgesel Aarhus Protokolü'dür (1998) (1979 tarihli Sınırlar ötesi Uzun Mesafeli Hava Kirliliği Cenevre Sözleşmesi altında oluşturulmuş). Stockholm Sözleşmesinin nihai amacı KOK'ların deşarjı, emisyonları ve çevreye bulaşmalarını öncelikle azaltmak, sonrasında da tamamen yok etmektir. Kalıcı Organik Kirleticilere ilişkin küresel anlaşma (Stockholm Sözleşmesi), ekipman kullanımının 2025 yılına kadar ortadan kaldırılmasını şart koşmaktadır. Aarhus Protokolü ise pestisitler, endüstriyel kimyasallar ve yan-ürünleri içeren 16 KOK kimyasalı kapsamaktadır. Çok klorlu bifeniller (PCB'ler) 22 Mayıs 2001'de oluşturulan ve 17 Mayıs 2004'te yürürlüğe giren, ülkemizin de 23 Mayıs 2001'de imzaladığı ancak 12 Ocak 2010'da yürürlüğe koyduğu Stockholm Sözleşmesi kapsamına alınan ilk 12 kimyasal arasında yer almaktadır. PCB'ler sözleşmenin Ek A kısmında endüstriyel kimyasal olarak kullanılması yasaklanırken Ek C kapsamında istenmeyen yan ürün olarak ortaya çıkışının azaltılması için sözleşmeye taraf ülkelerin tedbirler alması zorunlu kılınmaktadır.

PCB'ler endüstriyel kimyasallar olup ısı yalıtım sıvılarında, elektrik transformler ve kapasitörlerde, boyaların yapısında katkı kimyasalı olarak, karbon kağıtlarında ve plastiklerin yapısında yaygın olarak kullanılmışlardır. PCB'lerin 209 adet teorik türdeşi (fonksiyon, yapı ve orijin olarak birbiri ile bağlantılı kimyasal dizilimler) mevcut olup, bazıları (Çizelge 2.7) (EU, 2012; USEPA, 2010; Van den Berg ve ark., 2006) dioksin-benzeri toksik etkiye sahiptir. PCB'ler insanlarda, diğer canlılarda toksik etkinin yanı sıra çevresel ortamlarda da olumsuz etkilere sahiptir. Dünya genelinde yaklaşık 1,2 milyon ton poliklorlu bifenil (PCB'ler) üretilmiş, bu kimyasalların Türkiye'de üretimi yapılmamış olmakla beraber PCB içeren tehzizat zaman zaman üretilmiş, zaman zaman da yurt dışından ithal edilmiştir. Elde edilen verilere göre Türkiye'de halen PCB içeren 1972 kapasitör ve 290 PCB'li transformatör bulunmaktadır ve ülkede bulunan toplam PCB miktarının (kamu+özel sektör) yaklaşık 4000 ton olduğu tahmin edilmektedir. Ancak, söz konusu rakamlar yalnızca resmi yazışmalarla yapılan bir miktar belirleme talebine yapılan cevaplardan yola çıkarak hesaplanmış, halihazırda 81 ilde bulunan

250000 adet dağıtım ve benzeri transformatörün sadece 50000 adedinde etiket bilgilerine dayanarak inceleme yapılmış olduğundan dolayı gerçek miktar bahsedilen bu rakamlardan çok daha yüksek olabilir. PCB'lerin üretimi, çevre ve sağlık üzerindeki olumsuz etkilerinden dolayı pekçok ülkede 1970'li yıllarda yasaklanmıştır ancak PCB içeren ürünlerin kullanımı bu tarihten sonra da devam etmiştir.

Çizelge 2.7. Dioksin-benzeri PCB'ler için TEF değerleri

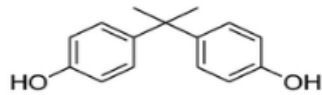
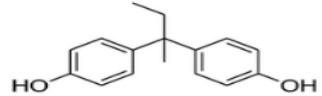
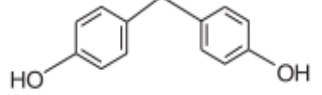
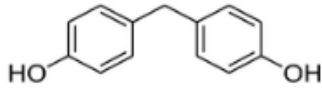
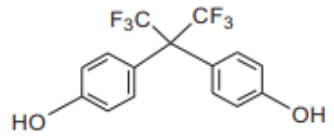
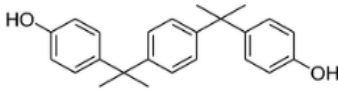
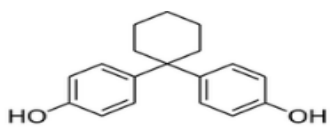
Dioksin Benzeri PCB Kongeneri	TEF değeri
PCB77 (Non-ortho PCB)	0,0001
PCB81 (Non-ortho PCB)	0,0003
PCB105 (Mono-ortho PCB)	0,00003
PCB114 (Mono-ortho PCB)	0,00003
PCB118 (Mono-ortho PCB)	0,00003
PCB123 (Mono-ortho PCB)	0,00003
PCB126 (Non-ortho PCB)	0,1
PCB156 (Mono-ortho PCB)	0,00003
PCB157 (Mono-ortho PCB)	0,00003
PCB167 (Mono-ortho PCB)	0,00003
PCB169 (Non-ortho PCB)	0,03
PCB189 (Mono-ortho PCB)	0,00003

PCB'lere maruz kalma ile insan sağlığı etkileri arasındaki ilişki, PCB'lerin yanma yan ürünlerine, PCB formülasyonlarında bulunan birçok farklı türdeşe ve kirleticilere insan maruziyetindeki büyük çeşitliliği yansıtmaktadır. Kanıtlar, PCB'lere maruz kalmanın sindirim sistemi kanserleri, özellikle karaciğer ve malign melanom riskindeki artışlarla ilişkili olduğunu göstermektedir. PCB maruziyeti ayrıca büyüme hızlarının azalması, gelişme geriliği ve nörolojik etkiler (ancak erken yaşlardaki bazı nörolojik eksiklikler daha sonra çocukluk döneminde kaybolabilir) gibi üreme yetersizlikleri ile de ilişkilidir. PCB maruziyeti, artan enfeksiyon oranları ve dolaşımdaki lenfosit popülasyonlarında değişiklikler ve deride, tırnaklarda ve diş etinde klorakne ve pigmentasyon bozukluklarının yanı sıra yüksek oranda klorlu türdeşlere maruz kaldıktan sonra tırnak deformasyonu dahil dermatolojik değişiklikler olarak kendini gösteren immünolojik değişikliklere neden olur (Meador, 1996).

2.2.3. Bisfenoller (BP'ler)

Bisfenoller (Bisfenol A (BPA), Bisfenol B (BPB), Bisfenol S (BPS), Bisfenol F (BPF), Bisfenol AF (BPAF), Bisfenol P (BPP) ve Bisfenol Z (BPZ)) fenolik organik bileşiklerdir (Çizelge 2.8). Bu bileşikler yaygın olarak plastik kaplar, epoksi reçineler, yiyecek ve içecek kutuları, su boruları, elektronik ekipman, termal kağıt, mutfak gereçleri, oyuncaklar ve diş dolgu macunlarının imalatında kullanılmaktadır (Andújar ve ark., 2019; Hoekstra ve Simoneau, 2013; Huang ve ark., 2012; Kim ve ark., 2020; Rochester, 2013; Yang ve ark., 2019).

Çizelge 2.8. Yaygın bisfenollerin kimyasal özellikleri

Bisfenoller	Kimyasal Formül	Molekül Ağırlığı (g/mol)	Kimyasal Yapı
BPA	$C_{15}H_{16}O_2$	228,29	
BPB	$C_{16}H_{18}O_2$	242,31	
BPS	$C_{13}H_{12}O_2$	250,27	
BPF	$C_{12}H_{10}O_4S$	200,23	
BPAF	$C_{15}H_{10}F_6O_2$	336,23	
BPP	$C_{24}H_{26}O_2$	346,46	
BPZ	$C_{18}H_{20}O_2$	268,35	

Bisfenoller genellikle plastiğin sertleştirilmesi için kullanılır ve yiyecek ve içeceklerde kolayca çözülürler. Bu nedenle insanlar, hem doğrudan (oral yolla) hem de dolaylı olarak (çevre kirliliği ve/veya gıda zinciri yoluyla) bisfenollere maruz kalır (Andújar ve ark., 2019; Duan ve ark., 2019; Geens ve ark., 2009; He ve ark., 2009; Sogorb ve ark., 2019; Zhang ve ark., 2019). Hem hayvan hem de insan çalışmalarının sonuçları, bisfenollerin toksik etkilerini ortaya çıkarmıştır. Geniş kullanımları ve plastik ürünlerden uzun süreli deşarjları nedeniyle, insanlar kasıtlı olarak maruz kalmasalar bile vücut sıvılarında her zaman bir bisfenol konsantrasyonuna sahiptirler (Owczarek ve ark., 2018; Völkel ve ark., 2005). İdrar, serum, plasenta dokusu, göbek kordonu kanı ve anne sütü dahil olmak üzere insan vücudu sıvılarında artan bisfenol seviyeleri bulunur (Dualde ve ark., 2019; Duan ve ark., 2018; Kardas ve ark., 2016; Li ve ark., 2013; Melzer ve ark., 2010).

İnsanlar ve hayvanlar, doğum öncesi aşamadan hayatta kalmanın son gününe kadar bisfenollere maruz kalmaktadır. Bisfenoller günlük olarak kullanılan ürünlerde bulunmaktadır ve insanlar bu kimyasallarla dolaylı veya doğrudan her zaman temas halindedir. Prenatal ve çocuklukta bisfenol maruziyeti gelişim sürecini etkiler ve nörolojik, üreme, immünolojik ve endokrin bozulmalara yol açar (Kim ve ark., 2020). Bisfenoller düşük dozlarda bile toksiktir ve kronik maruziyet neredeyse tüm vücut kısımlarını etkiler. Plastik kaplarda saklanan yiyecek ve içecekler, bisfenollerle kolayca kontamine olur ve bu tür yiyeceklerin tüketilmesi, vücudumuzda kademeli olarak bisfenol birikimine neden olur. Bu birikim sonunda karaciğer, beyin ve böbrek dahil olmak üzere ana vücut organlarının toksisitesine yol açar ve nihayetinde nörolojik, immünolojik, üreme ve endokrin fonksiyonları bozar (Kim ve ark., 2020). Bisfenoller, oksidatif stres, mitokondriyal disfonksiyon, bozulmuş inflamatuvar fonksiyon ve endokrin bozulma aktivitesini indüklemeye potansiyelleri nedeniyle toksik etkiler gösterirler.

Bisfenoller, endokrin ve özellikle üreme, solunum ve sinir sistemleri gibi vücudun diğer sistemleri ile ilişkili olan androjen, östrojen, progesteron, tiroid ve aril hidrokarbon reseptörlerine bağlanır (Iso ve ark., 2006; Li ve ark., 2016a; Moriyama ve ark., 2002; Wetherill ve ark., 2005; Ziv-Gal ve ark., 2013). Bisfenollere maruz kalma, seks hormonları, insülin ve tiroksin dahil olmak üzere birçok hormonun aktivitesini bozarak farklı organ toksisitelerine neden olur (Clayton ve ark., 2011; Hassan ve ark., 2012;

Meeker ve ark., 2010). Bu nedenle insanların bisfenollere maruz kalması obezite, diyabet, karaciğer fonksiyon bozukluğu, kardiyovasküler hastalıklar, üreme ve gelişimsel anormallikler riskini artırmıştır (Qiu ve ark., 2019; Teppala ve ark., 2012; Wu ve ark., 2018; Xing ve ark., 2010). Bisfenoller metabolik bozuculardır ve yaşamın erken dönemlerinde bile düşük konsantrasyonlarda maruz kalınması metabolik fonksiyonların bozulmasına ve çeşitli organ veya sistemlerde toksisiteye neden olabilir. Ayrıca, BPA'nın terapötik ilaçlarla etkileşime girdiği ve kemoterapinin sonuçlarını etkileyebileceği bilinmektedir (Ribeiro ve ark., 2019).

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY) EK-1'de (Yerüstü Su Kütlelerinde Baskı ve Etkilerin Değerlendirilmesi) verilen yerüstü su kaynakları için belirli kirleticiler ve çevresel kalite standartlarına göre bisfenol A için maksimum izin verilebilir çevresel kalite standardı (MAK-ÇKS) değerleri nehirler/göller için 252 µg/L ve kıyı ve geçiş suları için 65 µg/L olarak verilmiştir (YKS, 2012).

2.2.4. Ağır metaller

Ağır metal, atom yoğunluğu 4000 kg/m³ 'ten büyük olan metaller ve metaloidler grubunda bulunan ve yerkabuğunun doğal bileşenleri olan genel bir ortak terimdir (Edelstein ve Ben-Hur, 2018; Hawkes, 1997). Suyu kıyasla nispeten yüksek yoğunluğa sahip metalik elementler olarak tanımlanırlar (Fergusson, 1990). Neredeyse tüm ağır metaller, düşük metal iyon konsantrasyonlarında bile insanlar için toksiktir (Bibaj ve ark., 2019; Hemavathy ve ark., 2019; Kumar ve Gayathri, 2009; Kyzas ve ark., 2018; Lei ve ark., 2019; Li ve ark., 2019b; Peng ve ark., 2017; Saravanan ve ark., 2019; Sherlala ve ark., 2018; Shyam ve ark., 2013; Suganya, 2019; Zhou ve ark., 2015). Ağır metallere örnek olarak bakır (Cu), kadmiyum (Cd), çinko (Zn), krom (Cr), arsenik (As), bor (B), kobalt (Co), titanyum (Ti), stronsiyum (Sr), kalay (Sn), vanadyum (V), nikel (Ni), molibden (Mo), cıva (Hg), kurşun (Pb), antimon (Sb) vb. sayılabilir. Bakır, çinko, nikel, bor, demir, molibden gibi ağır metaller bitkilerin büyümesi için temel ihtiyaçlardır ancak bu ağır metaller, konsantrasyonları izin verilen sınırları aştığında canlılara ve bitkilere zararlıdırlar (Vardhan ve ark., 2019). Kurşun, cıva, kadmiyum ve arsenik gibi diğer birkaç ağır metal, bitki ve hayvanların büyümesi için gerekli değildir. Endüstriyel atıksular,

kanalizasyon çamurları, gübreler, arıtılmış atıksuların arazi uygulamalarında kullanılması ve toprak minerallerinin ayrışması nedeniyle toprak ağır metaller ile kirlenmektedir (Edelstein ve Ben-Hur, 2018; Gupta ve ark., 2010; Liu ve ark., 2018).

Ağırlığın ve toksisitenin birbiriyle ilişkili olduğu varsayımıyla, ağır metaller ayrıca arsenik gibi düşük seviyede maruziyette toksisiteyi indükleyebilen metaloidleri de içerirler (Duffus, 2002). Son yıllarda, bu metaller tarafından çevresel kontaminasyon ile ilişkili artan bir ekolojik ve küresel halk sağlığı endişesi olmuştur. Ayrıca, çeşitli endüstriyel, tarımsal, evsel ve teknolojik uygulamalarda kullanımlarının katlanarak artmasının bir sonucu olarak insan maruziyeti çarpıcı bir şekilde artmıştır (Bradl, 2005). Çevrede rapor edilen ağır metal kaynakları jeojenik, endüstriyel, tarımsal, farmasötik, evsel atıklar ve atmosferik kaynakları içerir (He ve ark., 2005). Madencilik, dökümhaneler ve izabe tesisleri gibi nokta kaynaklı alanlarda ve diğer metal bazlı endüstriyel işlemlerde çevre kirliliği çok belirgindir (Bradl, 2005; Fergusson, 1990; He ve ark., 2005). Ağır metaller yer kabuğunda doğal olarak bulunan elementler olmasına rağmen, çevresel kontaminasyon ve insan maruziyetinin çoğu madencilik ve eritme işlemleri, endüstriyel üretim ve kullanım ve metallerin ve metal içeren bileşiklerin evsel ve tarımsal kullanımı gibi antropojenik faaliyetlerden kaynaklanmaktadır (Goyer, 2001; He ve ark., 2005; Herawati ve ark., 2000; Shallari ve ark., 1998). Çevresel kontaminasyon ayrıca metal korozyonu, atmosferik birikim, metal iyonlarının toprak erozyonu ve ağır metallerin sızması, sedimentin yeniden süspanse olması ve su kaynaklarından toprağa ve yeraltı suyuna metal buharlaşması yoluyla da meydana gelebilir (Nriagu, 1989). Ayrışma ve volkanik patlamalar gibi doğal olayların da ağır metal kirliliğine önemli ölçüde katkıda bulunduğu bildirilmiştir (Bradl, 2005; Fergusson, 1990; He ve ark., 2005; Nriagu, 1989; Shallari ve ark., 1998). Endüstriyel kaynaklar, rafinerilerde metal işlenmesi, enerji santrallerinde kömür yakılması, petrol yakılması, nükleer santraller ve yüksek gerilim hatları, plastik, tekstil, mikroelektronikler, ahşap koruma ve kağıt işleme tesislerini içerir (Arruti ve ark., 2010; Pacyna, 1996; Sträter ve ark., 2010). Kobalt (Co), bakır (Cu), krom (Cr), demir (Fe), magnezyum (Mg), manganez (Mn), molibden (Mo), nikel (Ni), selenyum (Se) ve çinko (Zn), çeşitli biyokimyasal ve fizyolojik fonksiyonlar için gerekli olan temel besinlerdir (WHO/FAO/IAEA, 1996). Bu mikro besinlerin yetersiz temini, çeşitli hastalık veya sendromlar ile sonuçlanır (WHO/FAO/IAEA, 1996). Tez

çalışmasında iç ortam tozu örneklerinde analiz edilen ağır metallerin kimyasal özellikleri Çizelge 2.9’da verilmiştir.

Ağır metaller, çeşitli çevresel matrislerde eser konsantrasyonlarda bulunmaları nedeniyle de eser elementler olarak kabul edilir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001). Biyoyararlanımları sıcaklık, faz ilişkisi, adsorpsiyon ve ayırma gibi fiziksel faktörlerden etkilenir. Ayrıca termodinamik dengede türleşmeyi etkileyen kimyasal faktörlerden, kompleksleşme kinetiğinden, lipid çözünürlüğünden ve oktanol/su bölme katsayılarından da etkilenir (Hamelink ve ark., 1994). Tür özellikleri, trofik etkileşimler ve biyokimyasal/fizyolojik adaptasyon gibi biyolojik faktörler de önemli bir rol oynamaktadır (Verkleji, 1993).

Çizelge 2.9. Analiz edilen ağır metallerin kimyasal özellikleri

	Atom numarası	Atom ağırlığı	Erime noktası (°C)	Kaynama noktası (°C)	Yoğunluk (g/cm ³ , 20 °C)
V	23	50,9	1910	3407	6,00
Cr	24	52,0	1907	2671	7,15
Mn	25	54,9	1246	2061	7,30
Co	27	58,9	1495	2927	8,86
Ni	28	58,7	1455	2913	8,90
Cu	29	63,5	1084	2560	8,96
Zn	30	65,4	420	907	7,13
As	33	74,9	817	614	5,75
Se	34	79,0	221	685	4,81
Sr	38	87,6	777	1377	2,64
Mo	42	96,0	2622	4639	10,2
Cd	48	112	321	767	8,69
Sn	50	119	232	2586	7,29
Sb	51	122	631	1587	6,68
Pb	82	207	327	1749	11,3

Ağır metaller, büyük ölçüde endüstriyel atıklar, organik atıklar, çöp yakma, taşıma ve enerji üretimi yoluyla çevreye yayılırlar. Gaz veya parçacık halinde olmalarına bağlı olarak rüzgarla kaynaklardan kilometrelerce uzaktaki yerlere taşınabilirler. Ağır metal içeren endüstriyel atıklar, hidrosferdeki ağır metal kirliliğinin ana kaynağını oluşturur (Mahurpawar, 2015).

Genel olarak metal iyonlarının memeli sistemlerine toksisitesi, iyonların hücresel yapısal proteinler, enzimler ve membran sistemi ile kimyasal reaktivitesinden kaynaklanmaktadır. Spesifik metal toksisitelerinin hedef organları genellikle in vivo olarak en yüksek metal konsantrasyonlarını biriktiren organlardır. Bu genellikle maruz kalma yoluna ve metalin kimyasal bileşiğine, yani geçerlilik durumuna, uçuculuğuna, lipid çözünürlüğüne vb. bağlıdır. Çeşitli ağır metallere kronik maruziyetlerin hedef organları ve klinik belirtileri Çizelge 2.10'da verilmiştir (Mahurpawar, 2015). Son zamanlarda metallerin genel toksisitelerinin yanı sıra, metal bileşiklerinin potansiyel kanserojenliği ile de ilgilenilmektedir. Krom ve nikel gibi belirli metaller, maruz kalan insan popülasyonlarında kanserlerle ilişkilendirilmiştir. Metallerin insanlarda ve diğer deney hayvanlarında akut ve kronik zehirlenmelere neden olduğu gösterilmiştir.

Çizelge 2.10. Ağır metallere kronik maruziyetlerin hedef organları ve klinik belirtileri

Ağır metal	Hedef organlar	Birincil kaynaklar	Klinik etkiler
Arsenik	Akciğer, sinir sistemi, cilt	Endüstriyel tozlar, kirlenmiş sular, tıbbi kullanımlar	Nazal septum perforasyonu, solunum kanseri, periferik nöropati: dermatomlar, deri, kanser
Kadmiyum	Böbrek, iskelet, akciğer	Endüstriyel toz ve duman, kirlenmiş sular ve gıdalar	Proteinüri, glukozüri, osteomalazi, aminoasidüri, amfizemi
Krom	Akciğer	Endüstriyel toz ve duman, kirlenmiş gıdalar	Ülser, nazal septum perforasyonu, solunum kanseri

Çizelge 2.10 (devam). Ağır metallere kronik maruziyetlerin hedef organları ve klinik belirtileri

Ağır metal	Hedef organlar	Birincil kaynaklar	Klinik etkiler
Mangan	Sinir sistemi	Endüstriyel toz ve duman	Merkezi ve periferik nöropatiler
Kurşun	Sinir sistemi, hematopoetik sistem, böbrek	Endüstriyel toz ve duman, kirlenmiş gıdalar	Ensefalopati, periferik nöropati, merkezi sinir bozuklukları, anemi
Nikel	Akciğer, deri	Endüstriyel toz, aerosoller	Kanser
Kalay	Sinir sistemi, akciğer	Endüstriyel tozlar, tıbbi kullanımlar	Merkezi sinir sistemi bozuklukları, görme bozuklukları ve eeg değişiklikleri, pnömokonyoz
Cıva	Sinir sistemi, böbrek	Endüstriyel toz ve duman, kirlenmiş sular ve gıdalar	Proteinüri

2.3. İç Ortamlarda Mikrokirleticiler

Yaşantımızın büyük bir kısmını geçirdiğimiz iç ortamların hava kalitesinin sağlığımız üzerinde önemli bir etkisi vardır. Son yıllarda bu konu ile ilgili yapılan araştırmalar ve çalışmalar hız kazanmış ve kirletici maddelere yönelik tedbirler alınmaya başlanmıştır. İnsanlar, barınma, çalışma, eğitim ve benzeri ihtiyaçlarını karşılamak amacıyla günlerinin büyük bir kısmını iç ortamlarda geçirmektedirler; örneğin yetişkinler için günün yaklaşık % 88'i ve çocuklar günün % 71-79'u (USEPA, 1997). Kapalı alanlarda havanın, insan sağlığına zarar verebilecek şekilde çeşitli gazlarla ve partikül ölçekli kirleticilerle kirlendiği bir çok araştırma ile kanıtlanmış bir gerçektir. Dolayısıyla insanların hava ile etkileşimi en fazla iç ortamlarda bulundukları zaman diliminde gerçekleşmektedir.

Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (USEPA), iç ortam havası dış ortam havasına kıyasla daha kirli olduğu için dikkat edilmesi gerekenler sınıflandırmasına almıştır. İç ortam tozu, iç ortamlarda bulunan ince ($\leq 100 \mu\text{m}$) çökelmiş veya havada asılı partiküller olarak tanımlanır ve iç ortam tozundaki kirleticiler iç ve dış kaynaklardan kaynaklanabilir (Rashed, 2008; Turner, 2011). Çalışmalar, iç ortam tozunun ağır metaller, pestisitler, poliklorobifeniller, fitalatlar, bisfenoller ve polisiklik aromatik hidrokarbonlar gibi inorganik ve organik kirleticiler için bir taşıyıcı görevi gördüğünü göstermiştir (Al-Khashman, 2004; Al-Rajhi ve ark., 1996; Buljovčić ve ark., 2022; Hassan, 2012; Huang ve ark., 2014; Larsson ve ark., 2017; Lee ve ark., 2021; Meza-Figueroa ve ark., 2007; Praveena ve ark., 2015; Tong ve Lam, 2000; Tran ve ark., 2012; Wang ve ark., 2015a; Xu ve Li, 2021).

İç ortam tozunda bulunan ağır metaller, bozunmama özellikleri, yüksek toksisiteleri ve insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri nedeniyle detaylı çalışmalar gerektirir (Darus ve ark., 2012; Meza-Figueroa ve ark., 2007). Ayrıca, iç ortam tozunda bulunan ağır metaller yutma, soluma ve deri teması yoluyla insan vücuduna girebilir (Al-Rajhi ve ark., 1996; Cao ve ark., 2015; Kang ve ark., 2011; Popoola ve ark., 2012; Rout ve ark., 2013). Çocuklar emekleme, ellerini ağza götürme alışkanlığı ve hızlı büyüme hızı gibi nedenlerle iç ortam tozundaki ağır metallerle karşı daha savunmasızdır (Beamer ve ark., 2008; Moya ve ark., 2004; Tong ve Lam, 2000). Nijerya’da yapılan bir çalışmada çocukların yerde oynamaya ve tozu dolaylı olarak yutmaya eğilimli olduğundan, tozun yutulmasının çocuklar için ana ağır metal maruziyet yolu olduğu sonucuna varılmıştır (Olujimi ve ark., 2015). Toz kolayca çocukların cildine yapışabilir ve istemsiz olarak çocuklar tarafından yutulabilir (Latif ve ark., 2014; Olujimi ve ark., 2015). Son olarak, rüzgarın neden olduğu hava süspansiyonu nedeniyle ince toz parçacıkları çocukların akciğerlerine solunabilmektedir (Latif ve ark., 2014). Araştırmalar ağır metallerin çocuklarda olumsuz sağlık etkilerine neden olabileceğini göstermiştir (Faiz ve ark., 2009; Sanborn ve ark., 2002; Sardar ve ark., 2013).

İç ortam tozlarında ağır metal kirliliği üzerine yapılan çalışmalar evlerin ısıtma türü, zemin kaplama türü, trafik emisyonları, endüstri bölgelerine yakınlığı, duvar boya türü ve rengi ile ev içerisinde sigara içme alışkanlığının bulunması gibi özelliklerin ağır

metallerin konsantrasyonlarını etkilediğini göstermektedir (Capozzi ve ark., 2019; Duan ve ark., 2020; Hashemi ve ark., 2020; Hassan, 2012; Rasmussen ve ark., 2001; Tong ve Lam, 2000; Yap ve ark., 2011; Zhao ve ark., 2020; Zhou ve ark., 2020a) .

Çin’de yapılan bir çalışmada Cu, Zn, Cr ve Cd kaynağının, öncelikli motorlu taşıt emisyonu ve atık yakma olduğunu, Pb’nin ağırlıklı olarak inşaat kaynağından geldiğini, Ni’nin ise doğadan ve trafikten olmak üzere karışık kaynaklara sahip olduğu gösterilmiştir (Duan ve ark., 2020). Benzer olarak İtalya’da yapılan bir çalışmada trafiğin kentsel alanlardaki iç mekan kirliliğini etkilediği gösterilmiştir (Capozzi ve ark., 2019). Mısır’da yapılan çalışmada ise ev içinde sigara içme alışkanlığı, evlerin kapılarının büyük olması ve her zaman açık tutulması, bina yaşı ve kurşunlu duvar boyası kullanılması gibi özelliklerin iç ortam tozlarında, ağır metal konsantrasyonlarının yüksek olmasına sebep olduğu tespit edilmiştir (Hassan, 2012). İran’da, kapalı ortamlardaki ağır metallerin çoğunlukla tütün ve sigara içimi, trafik kaynakları, eski yapı malzemeleri ve bina boya renklerinden kaynaklandığı gösterilmiştir. Ayrıca, iç ortam tozundaki ağır metal konsantrasyonunun havalandırma oranıyla negatif ilişkili ve bina içinde sigara içimi ile pozitif ilişkili olduğu tespit edilmiştir (Hashemi ve ark., 2020). Hong Kong’da yapılan bir çalışmada ise duvar boyalarının renginin iç ortam tozunda ki metal seviyelerine etkisini gözlemlenmiş ve gri boyanın Manganez (Mn), sarı boyanın kadmiyum (Cd), bakır (Cu), kurşun (Pb), ve çinko (Zn), mor boyanın çinko (Zn) ve kurşun (Pb) ve yeşil boyanın bakır (Cu) konsantrasyonları ile pozitif ilişkisi olduğu tespit edilmiştir. Öte yandan, duvar kağıdı kullanan evlerin manganez (Mn) ve çinko (Zn) konsantrasyonları çok daha düşük seviyede gözlemlenmiştir (Tong ve Lam, 2000). Kanada’da 10 mahallede bulunan 50 adet konuttan toplanan iç ortam tozlarında Pb, Cd, Sb, Hg konsantrasyonlarının yüksek çıkması evlerin eski olması, elektrikle ısıtılması ve havalandırılmasının kötü olması gibi özelliklerle ilişkilendirilmiştir (Rasmussen ve ark., 2001). Selangor’da yapılan çalışmada örnekleme yapılan evlerin ana caddeye ve endüstri bölgelerine yakın olmasının toz örneklerinde Pb, Zn ve Cd miktarlarının yüksek olmasına sebep olduğu bildirilmiştir (Yap ve ark., 2011). Çin’de yapılan çalışmada iç ortam ağır metal kirliliğinde yemek pişirme ve sigara içme alışkanlıklarının ana kaynaklar olduğu gösterilmiştir. Bunun yanında evde yaşayan kişi sayısı ile ağır metal konsantrasyonları arasında negatif korelasyon olduğu ve bunun insanların bir kirletici havuzu gibi davranmasından kaynaklandığını tespit

etmişlerdir (Zhou ve ark., 2020a). Çin’de yapılan bir çalışmada ev tozunun, karmaşık insan faaliyetleri ve çevresel etki faktörleri nedeniyle kentsel alanlarda ve ısınma dönemlerinde daha yüksek Cd konsantrasyon seviyeleri gösterdiği tespit edilmiştir. Ayrıca sigara içme, pişirme faaliyetleri ve havalandırma süresinin ev tozundaki Cd seviyeleri için hayati derecede etkili faktörler olduğu gösterilmiştir. İç ortam havası, dış ortam havası, trafik havası ve topraktaki Cd’un, ev tozundaki Cd’ya katkıda bulunduğunu ve bunlardan en fazla katkının toprağa ait olduğu bildirilmiştir (Zhao ve ark., 2020).

Konutlardaki ev tozu bünyesinde bulunan kirleticilerinin oluşturduğu sağlık riski dünyanın farklı şehirlerinde incelenmiştir (Kurt-Karakus, 2012; Rasmussen ve ark., 2013; Whitehead ve ark., 2015; Whitehead ve ark., 2014; Yoshinaga ve ark., 2014). Türkiye’de, iç ortamlarda ağır metal kirliliğinin tespitine yönelik, oldukça sınırlı sayıda çalışma mevcuttur (Babaei ve ark., 2015; Kurt-Karakus, 2012; Zararsız ve Öztürk, 2020). İstanbul’da (Türkiye) 39 evde elektrikli süpürge toz torbalarından toplanan toz örneklerinde Cu, Pb, Cd, Zn, Cr, Mn, Co ve Ni seviyeleri belirlenmiştir (Kurt-Karakus, 2012). Benzer olarak Bolu’da (Türkiye) 16 evden toplanan ev tozu örneklerinde ise 28 adet ağır metal türünün konsantrasyon seviyeleri belirlenmiştir ve kanserojenik ve kanserojenik olmayan risklerin sınır değerler içerisinde bulunduğu bildirilmiştir (Zararsız ve Öztürk, 2020).

Özellikle ev ürünlerinde yaygın olarak kullanılan bisfenoller, ftalatlar gibi endokrin bozucu kimyasallar, iç ortam havasındaki veya tozundaki başlıca kirleticilerden biridir. Ftalatlar, oyuncaklar, ambalajlar ve kozmetikler dahil olmak üzere tüketici ürünlerinde her yerde bulunur (Lee ve ark., 2021). İnsanlar, soluma, beslenme ve dermal emilim gibi çeşitli şekillerde ftalatlara maruz kalabilir. Beslenme, ftalatlara insan maruziyetinin önemli bir kaynağı olarak kabul edilir. Bununla birlikte, iç ortam havası ve toz da bu kirleticilere insan maruziyetinin önemli kaynakları olabilir. Özellikle, iç ortam tozunun yutulmasının çocuklarda BPA’ya maruz kalma yolu olduğu gösterilmiştir (Caban ve Stepnowski, 2020). Ayrıca, iç ortam havası ve tozdaki kirleticilerin (ftalatlar) seviyeleri, genellikle dış ortam havası ve tozdan daha yüksektir (Salthammer, 2020). Evlerde kullanılan kimyasalların bir göstergesi olan iç ortam tozu, sınırlı havalandırma ve kademeli kimyasal bozunma nedeniyle çok sayıda organik kirleticinin deposu ve

yoğunlaştırıcısı görevi görür. Bu nedenle, iç ortam tozundaki kirleticilerin seviyeleri, maruz kalmanın ciddiyeti ve değişkenliği ve olası sağlık riskleri için bir işaret olarak yorumlanabilir. Lee ve ark. (2021) bu bileşiklerin evlerde potansiyel oluşumunu incelemek için Kore’de 49 evden iç ortam toz örnekleri toplayarak 8 bisfenol ve 16 fitalat türlerini ölçmüşlerdir ve tüm iç ortam toz örneklerinde BPA, BPS ve altı fitalat (DiBP, DnBP, BBP, DEHP, DiNP ve DiDP) türünü tespit etmişlerdir. Sonuçlar, BPA ve DEHP konsantrasyonlarının iç ortam tozunda en yüksek olduğunu göstermiştir. Bunun nedeni, bu bileşiklerin büyük üretim hacmi ve nispeten düşük buhar basıncı olabilir. Son olarak, iç ortam tozundaki BPA ve DEHP konsantrasyonları arasında bir korelasyon bulmaya çalışmışlar ve DEHP ve BPA konsantrasyonları arasında bumerang şeklinde bir model gözlemlemişlerdir. Bumerang eğrisinin bir kısmındaki yüksek DEHP konsantrasyonunun, yaşla birlikte plastik ürün kullanımındaki artıştan kaynaklanabileceği sonucuna varmışlardır (Lee ve ark., 2021).

Birkaç çalışma, çocukların DEHP'ye ve plastiklerden salınan BPA'ya iç ortam maruziyeti ile alerji ve astım riski arasındaki ilişkiyi bildirmişlerdir (Almeida ve ark., 2018; Bergh ve ark., 2011; Langer ve ark., 2010). Küçük çocukların iç ortam havasındaki veya tozdaki kirletici maddelere maruz kalması, davranışsal faktörleri ve iç ortamlarda uzun kalma süreleri nedeniyle daha ölümcüldür (Hwang ve ark., 2008). Çocukların bu bileşiklere maruz kalmasını sınırlamak için BPA ve DEHP'ye alternatifler önerilmektedir. Ancak BPS ve BPF gibi BPA içermeyen ürünlerde kullanılan alternatifler BPA'ya benzerler ve benzer endokrin bozucu etki gösterirler (Almeida ve ark., 2018). Bu nedenle, bisfenol ve fitalat içermeyen ev ürünlerinin (örn. cam veya paslanmaz çelik) kullanılması, BPA ve DEHP'ye maruz kalmayı azaltmanın en iyi yöntemi gibi görünmektedir.

2.4. Katı ve Sıvı Besinlerde Mikrokirleticiler

2.4.1. Ambalajlı içme suyu örneklerinde mikrokirleticiler

Polietilen tereftalat (PET) şişelerde saklanan içme suyu kullanımı, taşıma kolaylığı ve düşük maliyet nedeniyle popüler hale gelmiştir. Küresel şişelenmiş su pazarının 2017 ve 2024 yılları arasında hızla büyüyeceği (yılda %6,44) tahmin edilmektedir (BWM, 2018). Ancak, fitalatlar, polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAHlar), BPA, ağır metaller gibi

bazı iz kirleticiler PET şişelerden içme suyuna potansiyel sızmasıyla ilgili halk sağlığı endişeleri, potansiyel endokrin bozucu etkileri nedeniyle (Amiridou ve Voutsas, 2011; Larsen ve ark., 2007) gündeme gelmektedir (Bach ve ark., 2012).

Fitalat esterleri, plastik ürünlerde yumuşaklığı ve esnekliği geliştirmek için plastikleştirici olarak kullanılan bir grup kimyasaldır (Sejidov ve ark., 2005). Bununla birlikte, fitalat esterleri, polimerik matrisin bir parçası olmadığı için termoplastik ambalajlardan gıdalara, içeceklere ve içme suyuna sızabilir. Örneğin, üç çeşit fitalat esteri, dibutil fitalat (DBP), dietil fitalat (DEP) ve di(2-etilheksil) fitalat (DEHP), PET şişelenmiş suda tespit edilmiştir (Cao, 2008). Ayrıca, PET şişelenmiş sudaki DBP, DEP ve DEHP konsantrasyonları, cam şişelerde bulunan suya kıyasla yaklaşık 20 kat daha yüksek bulunmuştur (Cao, 2008; Casajuana ve Lacorte, 2003). Fitalat esterlerinin PET şişelerden sızması, esas olarak sıcaklık ve süre dahil olmak üzere depolama koşullarından etkilenmektedir.

Örneğin, Katalonya, İspanya’da yapılan bir çalışmada, suyun 30°C’ye kadar olan bir dış ortam sıcaklığında 10 hafta boyunca PET şişelerde saklanmasıyla şişe içerisindeki içme suyunda n-bütil benzil fitalat (BBP), DBP ve DEHP konsantrasyonlarının artmasına neden olduğunu bildirilmiştir (Casajuana ve Lacorte, 2003). Yakın tarihli bir çalışma, düşük sıcaklıklarda saklandığında PET şişelerden içme suyuna DBP, BBP veya DEHP’nin önemli bir sızıntının olmadığını göstermiştir (Jeddi ve ark., 2015). Ek olarak, PET şişelerde (pH = 3) depolanan alkolsüz içeceklerdeki fitalat konsantrasyonları, maden suyuna (pH = 5) kıyasla 5 ila 40 kat daha yüksek olarak ölçülmüştür (Bošnjir ve ark., 2007), bu da pH’ın PET şişelerden fitalatların sızmasını etkileyebileceğini düşündürmektedir.. Ancak PET şişelerde depolanan su ile karbonatlı su arasında herhangi bir fark gözlenmemiştir (Cao, 2008). PET şişelerde depolanan suda fitalatların kontaminasyonu gözlemlenmiş olup, bunun (1) şişeleme tesisindeki su kontaminasyonuna, (2) fitalatların şişe materyalinden suya geçişine ve (3) analitik proses sırasında çapraz kontaminasyona atfedilebileceği varsayılmıştır (Amiridou ve Voutsas, 2011). Bu nedenle, PET şişelenmiş içme suyundaki fitalatların kaynaklarının ortaya çıkarılması ve küresel olarak artan PET şişelenmiş içme suyu tüketiminden kaynaklanan potansiyel sağlık riskinin değerlendirilmesi gerekmektedir.

Fitalatlara başlıca maruziyet yolları aşağıdaki şekilde özetlenebilir (Schettler, 2006): ağız yoluyla maruziyet: ağız ve sindirim yolu vasıtasıyla alınabilir, soluma yoluyla maruziyet: iç ortam havası ve tozu veya tıbbi cihazlardan kaynaklanabilir, deri yoluyla maruziyet: kıyafetlerden, kozmetiklerden, kişisel bakım ürünlerinden, güneş kremlerinden kaynaklanabilir, damar yoluyla maruziyet: tıbbi uygulamalardan kaynaklanabilir. Yapılan çalışmalar gıda ve içeceklerin fitalatlara başlıca maruziyet kaynağını oluşturduğunu bildirmektedir (ECHA, 2016; Fierens ve ark., 2012; Heinemeyer ve ark., 2013). Fitalat maruziyetinin böbrek, karaciğer, solunum ve endokrin sistemler üzerinde ciddi olumsuz sağlık etkilerine neden olabildiği bilinmektedir (ATSDR, 2005; Bornehag ve ark., 2004; Hoppin ve ark., 2004; Meeker ve ark., 2009). İnsanlar üzerinde yapılan çalışmalar sınırlı olmakla birlikte, hayvan deneyleri ve in vitro çalışmalar, fitalatların, üreme ve gelişim bozukluklarıyla sonuçlanan anti-androjenik ve östrojenik aktivitelere sahip olduğunu göstermiştir (Hauser ve ark., 2007; Lee ve Koo, 2007; Meeker ve ark., 2009).

BPA, organizmaların bozulmamış fizyolojisi üzerinde olumsuz etkilere neden olabilen, östrojenik aktiviteye sahip, yaygın olarak endişe duyulan bir maddedir (Wang ve ark., 2020). Toyooka ve Oshige (2000), PET şişelerde bulunan maden sularında 7 ng/L BPA bildirmiştir. Bununla birlikte, çoğu çalışma bu kirleticilerin şişelenmiş sudaki varlığına ve ambalaj malzemelerinden suya geçiş potansiyeline odaklanırken, BPA'nın günlük alımına odaklanan çalışmalar çok sınırlıdır. Li ve ark. (2010), insanların şişelenmiş su yoluyla günlük BPA alımını, tüm şişelenmiş sulardaki ortalama BPA konsantrasyonu ile hesaplamıştır, ancak hiçbir ambalaj malzemesi belirtmemişlerdir. Başka bir çalışmada şişelenmiş suda tespit edilen maksimum konsantrasyon ile günlük maksimum BPA alımı hesaplanmış ve şişelenmiş suyun insan maruziyetinin ana kaynağı olmadığı sonucuna varılmıştır (Colin ve ark., 2014).

Türkiye genelinde ambalajlı içme sularında fitalat ve bisfenollerin seviyelerinin raporlandığı çalışmalar sınırlıdır. Örneğin; Bursa'da 3 adet ambalajlı su örneğinde 6 fitalat esterinin (DMP, DEP, BBP, DBP, DHEP, DnOP) analizleri yapılmıştır (Oruç, 2020). Kayseri'de 9 PET şişe, 7 damacana ve 4 çeşme suyu olmak üzere toplam 20 adet su örneğinde fitalat türü olarak yalnızca DBP maddesinin içme sularındaki varlığı

belirlenmiştir (Merdim, 2020). Ayrıca bu çalışmalar yalnızca su örnekleri üzerine odaklanmıştır. PET şişelerden suya fitalatların sızma özelliklerini anlamak için bu tez çalışması ile, PET şişelerdeki ve PET şişelenmiş sudaki fitalat ve bisfenol konsantrasyonları incelenmiş ve PET şişe ve sudaki fitalatlarla ilişkili sağlık riski değerlendirilmiştir.

2.4.2. Tereyağı örneklerinde mikrokirleticiler

Stockholm Sözleşmesi kapsamında PCB konsantrasyonlarındaki değişimlerin izlenmesi, bunun için özellikle hava ve bitkiler gibi çevresel ortamlarda gerçekleştirilen çalışmalar önem arz etmektedir. Bu bağlamda hava ortamında bölgesel, ülke çapında veya küresel ölçekte birden çok noktada eş zamanlı örnek toplama işlemi finansal açıdan büyük kaynak gerektirmesinin yanı sıra, ekipman, lojistik ve uzman işgücü açısından da zorlukları olan bir çalışmadır (Kalantzi ve ark., 2001). PCB'lerin konsantrasyonlarının dolaylı yollardan ölçümüne yardımcı olacak örnekleme stratejilerinin ve temsilci örnek matrislerinin geliştirilmesi önem arz etmektedir.

Yağdaki çözünürlükleri yüksek, sudaki çözünürlükleri düşük olan PCB'lerin, ortalama %80'i yağdan oluşan tereyağında birikme potansiyeli yüksektir. Yapılan detaylı çalışmalar göstermiştir ki PCB'lerin tereyağında belirlenen düzeyleri terayağı yapımında kullanılan sütün elde edildiği hayvanların beslendiği ortamlardaki PCB konsantrasyonları ile doğrudan ilişkilidir. Bu hayvanlar çoğunlukla açık arazide otladıklarından, atmosferik yollarla bu alanlara ulaşan ve biriken PCB'ler bitkiler aracılığı ile hayvanların bünyesine geçmekte, dolayısıyla süt ve tereyağında ortaya çıkmaktadır. Hava-süt yağı geçiş katsayıları (m^3 hava/g yağ) bazı PCB'ler için ölçülerek raporlanmıştır (Thomas ve ark., 1998). PCB'lerin bitkilerde birikmesi ve bu bitkilerin hayvanlar tarafından tüketilmesi neticesinde söz konusu kirleticiler süt ve tereyağı gibi hayvansal gıdalara transfer olmaktadır. Bu sebeple özellikle inek sütünden üretilen tereyağı besin zincirindeki PCB kirliliğinin izlenmesi sağlamaktadır. Bunun yanı sıra tereyağının bölgesel PCB kirliliğinin izlenmesinde de indikatör matriks olarak kullanılması daha önce yapılan bazı çalışmalarda önerilmiştir (Kalantzi ve ark., 2001). Bu sebepler göz önünde

bulundurulduğunda tereyağının PCB kirliliğinin izlemesinde matris olarak kullanılabileceği düşünülmektedir.

İspanya (Abad ve ark., 2002; Boada ve ark., 2014; Fernández ve ark., 2004; Ramos ve ark., 1999), Hollanda (Baars ve ark., 2004), Yunanistan (Papadopoulos ve ark., 2004), Slovakya (Chovancová ve ark., 2005), Almanya (Fürst, 2001; Malisch, 1996; Malisch ve ark., 2004; Ruoff ve ark., 2012), Amerika Birleşik Devletleri (Jensen ve Bolger, 2001; Schecter ve ark., 2001), Kanada (Newsome ve ark., 1998), Yeni Zelanda (Buckland ve ark., 1998), Tibet (Wang ve ark., 2010), Ürdün (Salem ve ark., 2009), Mısır (Loutfy ve ark., 2007), İran (Jafari ve ark., 2008), Rusya (Polder ve ark., 2010), Polonya (Radzymińska ve ark., 2008; Roszko ve ark., 2010; Roszko ve ark., 2013; Roszko ve ark., 2014), İtalya (Baldassarri ve ark., 1995), Fransa (Sirot ve ark., 2012), Avustralya (Müller ve ark., 2001) gibi ülkelerden ev yapımı veya ticari olarak satılan tereyağı örnekleri KOK içerikleri açısından incelenerek çalışmaların yapıldığı bölgelerin çeşitli KOKlar açısından kirlilik durumu değerlendirilmiştir. Kalantzi ve ark. (2001) 23 farklı ülkeden toplanan tereyağı örneklerinde PCB içeriklerini inceleyerek tereyağının bir nevi pasif örnekleme aracı olarak kullanılabileceğini önermiştir. Santillo ve ark. (2003) dioksin, furan ve dioksin-benzeri PCB'leri 24 farklı ülkeden toplanan örneklerde inceleyerek KOK kirliliğini küresel ölçekte ele almışlardır.

Ülkemizde ise tereyağında KOK mevcudiyetine dair çalışmalar çok sınırlı düzeydedir. Mevcut çalışmaların hepsi ülkemizin belli bir bölgesinde gerçekleştirilmiştir. Örneğin, Konya'da tereyağı örnekleri (Nizamlioglu ve ark., 2005), Afyonkarahisar'da tereyağı ve kaymak örnekleri (Bulut ve ark., 2010), Ankara'da tereyağı ve buğday örneklerinde (Yentür ve ark., 2001) PCB, PBDE ve OCP gibi KOK kirleticiler incelenmiştir. Bölgesel ölçekte ülkemizde konuyla ilgili tek bir çalışma mevcut olup Doğu-Orta ve Batı Karadeniz'de tereyağı örneklerinde çeşitli KOK kirleticiler incelenmiştir (Aksoy ve ark., 2013). Ülkemizde konu ile ilgili yapılan en kapsamlı çalışmada ise 14 farklı ilden toplanan tereyağı örneklerinde dioksin/furan, PCB ve PBDE kirleticileri incelenmiştir (Uçar ve ark., 2011). Bu tez kapsamında literatürden farklı olarak temsil özelliği daha yüksek sayıda tereyağı örneği (44 ilden 94 adet örnek) ve daha fazla PCB türü (121 adet türdeş) analiz edilmiştir.

2.5. Maruziyet ve Risk Değerlendirmesi

Tehlike tespiti, doz-tepki değerlendirme, maruziyet değerlendirme ve risk karakterizasyonu, risk değerlendirmesinin dört unsurudur. Tehlikelerin tespiti ve doz-tepki değerlendirme kavramları, kirleticilerin vücuda emilmesi, farmakokinetik, biyotahliller ve hayvan maruziyeti deneylerinden elde edilen sonuçlar gibi biyolojik verilerin kullanımını içerirken, maruz kalma değerlendirme şunları göz önünde bulundurmalıdır: (a) çeşitli kirleticilerin kaynakları, (b) bu kaynakların emisyonlarının yol açtığı konsantrasyonlar ve (c) maruz kalan nüfus (hem nitelik hem de nicelik olarak).

Risk değerlendirme, gıda ile ilişkili olası kimyasal, biyolojik veya fiziksel tehlikeler hakkında bilimsel bilgilerin sistematik ve şeffaf bir şekilde toplanması, analiz edilmesi ve değerlendirilmesini amaçlayıp, tanımlanan çeşitli alternatif seçeneklerinin en iyisinin seçilerek uygulanmasını sağlayan bir süreçtir (FAO/WHO, 2005).

İnsanlar, özellikle hava, toprak, su, gıda, veya ürün ve malzemelerle temas gibi çeşitli yollarla çevresel mikrokirleticilere maruz kalmaktadır (Enault ve ark., 2015). Tüm çevresel alanlarda tespit edilen çok sayıda mikrokirleticiler ve olası maruz kalma yollarının çeşitliliği ile karşı karşıya kalındığında, bu mikrokirleticilerin insanlara bulaşmasının ana yollarının belirlenmesi önemlidir, böylece bu maruziyeti azaltmak için alınacak önleyici tedbirler önceliklendirilebilir. İç ortamlarda ve katı-sıvı besin alımı ile mikrokirleticilere maruziyet değerlendirme aşamaları aşağıdaki bölümlerde özetlenmiştir.

2.5.1. İç ortamlarda mikrokirleticilere maruziyet değerlendirme

Dış hava kalitesi 1970'lerden beri sayısız çalışmanın konusu olmasına ve gelişmiş ülkelerdeki nüfusun zamanlarının çoğunu konut, ofis, okul veya ulaşım sistemleri gibi kapalı alanlarda geçirmesine rağmen, iç hava kalitesi daha yeni bir endişe kaynağıdır (Zeghnoun ve ark., 2010). Türkiye'de su, beslenme ve iç ortam havası izleme hakkında mevcut veriler göz önüne alındığında, bu tez çalışması üç maruziyet yolundan (solunum, yutma ve dermal temas) en az birisi ile maruz kalan organik ve inorganik mikrokirleticilere odaklanmıştır.

Bu çalışmada, USEPA tarafından belirtilen yöntemler, iç ortam tozu yoluyla inorganik mikrokirleticilere (ağır metaller) maruz kalmaktan kaynaklanan riski değerlendirmek için kullanılmıştır (EPA, 1996; USEPA, 1989). Bu bağlamda, yutma, soluma ve dermal temas yoluyla günlük kimyasal alım (CDI, $\mu\text{g/g/vücut ağırlığı.gün}$) (2.1), (2.2) ve (2.3) denklemleri kullanılarak hesaplanmıştır (Hashemi ve ark., 2020; Kurt-Karakus, 2012; Zararsız ve Öztürk, 2020). Bu denklemlerde kullanılan parametreler ve bunlara karşılık gelen değerler EK Çizelge 1’de verilmiştir.

Yutma yoluyla maruziyetin hesaplanması:

$$CDI_{ing} = C_{UCL} \times \frac{R_{ing} \times F_{exp} \times T_{exp}}{ABW \times T_{avg}} \times 10^{-6} \quad (2.1)$$

Soluma yoluyla maruziyetin hesaplanması:

$$CDI_{inh} = C_{UCL} \times \frac{R_{inh} \times F_{exp} \times T_{exp}}{PEF \times ABW \times T_{avg}} \quad (2.2)$$

Dermal temas yoluyla maruziyetin hesaplanması:

$$CDI_{dermal} = C_{UCL} \times \frac{SAF \times A_{skin} \times DAF \times F_{exp} \times T_{exp}}{ABW \times T_{avg}} \times 10^{-6} \quad (2.3)$$

Denklemlerde, C_{UCL} 'nin (maruziyet noktası üst güvenilir limiti, $\mu\text{g/g}$), ortalama için %95 güven aralığının üst sınırı olan bir "makul azami doz" tahmini verdiği kabul edilir (Hu ve ark., 2011; USEPA, 1989; Zheng ve ark., 2010a, 2010b). Bu çalışmada, çoğu elementin konsantrasyonu normal olmayan bir dağılıma sahip olduğundan C_{UCL} (Denklem 2.4), Merkezi Limit Teoremi (CLT) kullanılarak hesaplanmıştır (Hashemi ve ark., 2020; Kurt-Karakus, 2012; USEPA, 2002; Zararsız ve Öztürk, 2020).

$$UCL_{1-\alpha} = \bar{X} + \left(z_{\alpha} + \frac{\beta}{6\sqrt{n}} (1 + 2 z_{\alpha}^2) \right) S/\sqrt{n} \quad (2.4)$$

Burada: $\bar{X}$: aritmetik ortalama; S : standart sapma; β : çarpıklık; n : numune sayısı; α , Tip I hata yapma olasılığıdır (yanlış pozitif); Z_{α} : $(1-\alpha)$ standart normal dağılımın yüzdeliği olup %95 güven düzeyi için $Z_{\alpha}=1,645$ 'dir.

USEPA tarafından belirtilen yöntemler (USEPA, 2011a) ve daha önceki çalışmalardan uyarlanan denklemler (Başaran ve ark., 2020; Li ve ark., 2021; Wang ve ark., 2018a; Zhu ve ark., 2019) iç ortam tozu yoluyla organik mikrokirleticilere (fitalatlar) maruz kalmaktan kaynaklanan riski değerlendirmek için kullanılmıştır. Bu bağlamda, yutma, soluma ve dermal temas yoluyla yetişkinler ve çocuklar için organik mikrokirleticilerin ortalama günlük dozu (ADD_{ing} , ADD_{der} ve ADD_{inh} , sırasıyla toz yutma, dermal temas ve soluma yoluyla ortalama günlük dozdur (ADD) ($mg\ kg^{-1}\ gün^{-1}$)) denklem (2.5), (2.6) ve (2.7) kullanılarak hesaplanmıştır. Bu denklemlerde kullanılan parametreler ve bunlara karşılık gelen değerler EK Çizelge 2'de verilmiştir.

Yutma yoluyla maruziyetin hesaplanması:

$$ADD_{ing} = \frac{Cdust \times IR_{ing} \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (2.5)$$

Dermal temas yoluyla maruziyetin hesaplanması:

$$ADD_{der} = \frac{Cdust \times SA \times AF \times ABF \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (2.6)$$

Soluma yoluyla maruziyetin hesaplanması:

$$ADD_{inh} = \frac{Cdust \times IR_{inh} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (2.7)$$

2.5.2. Katı ve sıvı besin tüketimi yoluyla mikrokirleticilere maruziyet değerlendirmesi

Gelişmiş ülkelerde içme suyu ve gıda kalitesi yakından izlenmektedir. Günümüzde içme suyu yoluyla kirletici maddeler için maruziyeti değerlendirmek amacıyla kullanılabilecek önemli miktarlarda araştırma mevcuttur (Abtahi ve ark., 2019; Bach ve ark., 2012; Enault

ve ark., 2015; Jeddi ve ark., 2015; Montuori ve ark., 2008). İçme suyu dışında, bu kadar çeşitli kirleticiler için inceleme konusu olan birkaç çevresel ortam vardır. Beslenme yoluyla maruziyeti değerlendirmek için, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) 1980'lerin başından beri bir "toplam beslenme çalışması" (TDS) yaklaşımı önermiştir (WHO, 1979). Bu tür bir çalışmanın gerçekleştirilmesi için tavsiyeler, WHO ve Gıda ve Tarım Örgütü (FAO) (WHO, 1985) tarafından ortaklaşa sağlanmış ve bu tavsiyelere ek olarak, çok sayıda ülke, insan maruziyetini değerlendirmek için bu yaklaşımı onaylamış ve izlemiştir.

Tez kapsamında, kimyasallara maruziyet, örneklerde belirlenen ortalama konsantrasyonlar baz alınarak hesaplanmıştır. Maruziyet değerlendirmesi, tüketilen gıda/içecek tüketimi sonucunda oluşabilecek muhtemel riskler hakkında değerlendirme yapılmasına imkan sağlamaktadır. Gıdadaki/ içecekteki tehlike ajanı ve gıdanın tüketici tarafından tüketim sıklığı göz önüne alınarak, tüketicinin tehlike ajanına ne derece maruz kaldığı değerlendirilmiştir. Maruziyet değerlendirmesi için çeşitli yöntemler kullanılabilir ve seçim hangi bilginin mevcut olduğuna ve tahminin ne kadar doğru ve ayrıntılı olacağına bağlıdır (Kroes ve ark., 2002).

Tereyağı tüketimi yoluyla PCB'lere maruziyetin (EDI) (mg/kg/gün) değerlendirilmesi için Eşitlik (8) kullanılmıştır (Nougadère ve ark., 2012).

$$EDI = \frac{CxL}{BW} \quad (2.8)$$

Burada; L= günlük tereyağı tüketim miktarı (g/gün). Ülkemizde yapılan çalışmalara göre aylık ortalama olarak kahvaltılık tereyağı tüketimi kişi başına 590,29 g, yemeklik tereyağı tüketimi 864,89 g olarak bildirilmektedir (günlük ortalama 48 g tereyağı tüketimine tekabül etmektedir) (Kart ve Demircan, 2014). 1-3 yaş aralığındaki çocukların günlük 30-40 g, 4 yaş ve üzeri bireylerin ise günlük 25-35 g yağ tüketmesini tavsiye edilmektedir (NAM, 2018). Maruziyet değerlendirmesinde, tüm yaş grupları için ortalama 35 g yağ tüketimi baz alınmıştır. Ayrıca, C= tereyağı örneğinde belirlenen PCB miktarı (mg/kg), BW= vücut ağırlığı (kg) (0-3 yaş kız ve erkek çocukları için 12.7 kg (Neyzi ve ark., 2008);

yetişkinler için 73 kg düzeyindedir (Balıkesir ilinde yapılan bir çalışmaya göre) (Gungormus ve ark., 2014).

Su tüketimi yoluyla fitalatlara maruziyetin değerlendirilmesi için ise Eşitlik (2.9) kullanılmıştır (Mehraie ve ark., 2022).

$$EDI = \frac{C \times IR \times ED \times EF}{BW \times AT} \quad (2.9)$$

Burada EDI, C, IR, ED, EF, BW ve AT sırasıyla günlük maruziyet miktarı (mg/kg/gün), ambalajlı su örneğinde bulunan fitalat konsantrasyonu (µg/L), ortalama günlük su tüketim miktarı (L/gün) (yetişkinler için 2 L, çocuklar için 1,5 L) (Zaki, 2015), maruziyet süresi (yıl) (yetişkinler için 70 yıl, çocuklar için 6 yıl), maruziyet sıklığı (gün/yıl), vücut ağırlığı (kg) (yetişkinler için 60,6 kg, çocuklar için 15,6 kg) (MEE, 2016) ve kirleticiler için ortalama süre (gün) (AT=EDx365) (yetişkinler için 25550 gün, çocuklar için 21190 gün).

PET şişelere dermal temas yoluyla fitalatlara maruziyetin değerlendirilmesi için ise Eşitlik (2.10) kullanılmıştır (Wang ve ark., 2021b; Zhao ve ark., 2014).

$$EDI = C_{toplam} \times SA \times P \times ED/BW \quad (2.10)$$

Burada EDI maruziyet dozu (mg/kg.gün); C_{toplam} , toplam fitalat konsantrasyonu (mg/kg); ED, maruz kalma süresi (deponi sahalarında çalışanlar için mola süreleri de dahil olmak üzere kişi başına günlük çalışma saatlerine göre 9 sa/gün ve sadece suların tüketilmesi ile daha kısa süreli temas eden insanlar için 0,5 sa kabul edilmiştir); SA, ellerin alanı da dahil olmak üzere dermal maruziyet alanıdır (0,08 m²) (Wang ve ark., 2021b; Zhao ve ark., 2014); P, kirleticiler için genel cilt geçirgenlik katsayısı (5,8 m h⁻¹) (Xu ve ark., 2009) ve BW vücut ağırlığıdır (70 kg) (Kurt-Karakus, 2012).

2.5.3. Kanserojenik ve kanserojenik olmayan risk değerlendirmesi

Risk değerlendirmesinin son aşaması olan risk karakterizasyonu, gerçek ya da tahmin edilen toksik madde maruziyetine bağlı olarak, insan sağlığı açısından oluşacak

muhtemel olumsuz sonuçların etki ve büyüklüğünün değerlendirmesini içermekte olup, önceki aşamaların birlikte değerlendirilmesi ile gerçekleştirilmektedir.

Farklı maruziyet yolları için kanserojenik ve kanserojenik olmayan riskler Denklem (2.11) ve (2.12) kullanılarak hesaplanmıştır (Hu ve ark., 2011; Kurt-Karakus, 2012; USEPA, 2007a; Zararsız ve Öztürk, 2020). Bu denklemlerde kullanılan parametreler ve bunlara karşılık gelen değerler EK Çizelge 3’de verilmiştir.

$$\text{Kanserojenik Risk} = \text{CDI}_{\text{ing/inh/dermal}} \times \text{BAF} \times \text{SLF} \quad (2.11)$$

$$\text{Tehlike Katsayısı (HQ)} = (\text{CDI} \times \text{BAF}) / \text{RfD}_0 \quad (2.12)$$

Toplam risk, her bir maruziyet yolunun kanser risklerinin toplamı olarak ifade edilir. Hesaplanan toplam kanserojenik risk değerleri, bir kişinin kansere neden olma potansiyeli olan herhangi bir tehlikeli maddeye ömür boyu maruz kalması durumunda kanser olasılığını ifade eder. Bu kapsamda kabul edilebilir risk değerleri 1×10^{-6} - 1×10^{-4} arasında bildirilmektedir (USEPA, 2001).

Kümülatif kanserojenik olmayan tehlike, tehlike indeksi olarak tanımlanır ve her maruz kalma yolunun tehlike oranlarının toplamını temsil eder. Hesaplanan toplam tehlike indeksi (HI) değerleri, bir kişinin yaşam boyu kansere neden olma potansiyeli olmayan herhangi bir tehlikeli maddeye maruz kalması durumunda kanser olasılığını ifade eder. Bu kapsamda kabul edilebilir risk değerlerinin 1’in altında olması gerektiği bildirilmektedir (USEPA, 2001).

Formüllerde kullanılması gereken tüm parametreler literatürde her bir mikrokirletici türü için mevcut olmadığından, ilgili parametrelerin mevcut olduğu mikrokirletici türleri için gerekli hesaplamalar yapılmıştır.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler

Kullanılan tüm organik çözücüler HPLC veya GC analizi saflık derecesine sahip olacak şekilde seçilmiştir. Katı kimyasallar ise kolon kromatografisine uygun eser analiz saflık derecesinde olacak şekilde seçilmiştir. Analizlerde ve temizleme prosedürlerinde kullanılan ultra saf su, PURELAB Flex 3-4 (Elga LabWater, UK) cihazından elde edilmiştir. Analizlerde kullanılan katı kimyasallar, sıvı kimyasallar ve analitik standartlar aşağıda verilmiştir:

Sıvı kimyasallar: Nitrik asit (HNO_3 , %65) ve sülfürik asit (H_2SO_4 , %96) Sigma Aldrich (Darmstadt, Almanya) firmasından, ve aseton, hekzan, metanol ve diklorometan (DCM) gibi organik çözücüler ise Sigma Aldrich (Darmstadt, Almanya) firmasından temin edilmiştir.

Katı kimyasallar: Silika gel (60-230 mesh) J.T. Baker (Amerika Birleşik Devletleri) firmasından, sodyum sülfat (kristal yapıda ve ACS-ISO saflık derecesinde) ise Carlo Erba (Emmendingen, Almanya) firmasından temin edilmiştir.

Analitik standartlar: Ağır metallerin (As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, V, ve Zn) analizinde hedeflenen her element için 100 ppm konsantrasyon değerine sahip ICP çok elementli standart solüsyon kullanılmış ve CPChem'den (Bulgaristan) temin edilmiştir. Bunun yanında ağır metal analizlerinin doğruluğunu tespit etmede kullanılan sertifikalı referans malzeme (NIST-SRM 2584, Ulusal Standartlar ve Teknoloji Enstitüsü-İç Ortam Tozunda İz Elementler) Sigma Aldrich firmasına aittir ve Kanada Çevre Kurumu'ndan (Toronto, Kanada) Dr. Mahiba Shoeib tarafından kişisel iletişim ile sağlanmıştır.

Şişelenmiş su, PET şişe ve ev tozu örneklerinde araştırılan ftalat esterleri (Di-n-bütil ftalat (DBP), Benzil bütil ftalat (BBP), Diamil ftalat (DAMP), Dialil ftalat (DALP), Disikloheksil ftalat (DCP), Dietil ftalat (DEP), Diheksil ftalat (DHP), Diizopentil ftalat (DiPP), izobütilsikloheksil ftalat (iBCHP), Dimetil ftalat (DMP) ve Difenil ftalat (DPP))

ve bisfenoller (Bisfenol A (BPA), Bisfenol S (BPS), Bisfenol B (BPB), Bisfenol F (BPF), Bisfenol P (BPP), Bisfenol Z (BPZ), Bisfenol AF (BPAF)) Accustandard (New Haven, Amerika Birleşik Devletleri) firmasından temin edilmiştir.

Tereyağı örneklerinde analiz edilen tüm Poliklorlubifeniller (PCB) kimyasalları Accustandard (New Haven, Amerika Birleşik Devletleri) firmasından temin edilmiştir. Tez kapsamında analiz edilen 121 adet PCB türdeşine ait liste EK Çizelge 4’de verilmiştir.

3.2. Örneklerin Toplanması

3.2.1. İç ortam toz örnekleri

Ev tozu örnekleri 2019 yılında Hacettepe Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Prof.Dr. Gülen Güllü’nün yürütücülüğünü yaptığı 117Y088 numaralı “Astımlı Okul Çağı Çocuklarının Evlerinin Mikrobiyal ve Kimyasal Kirleticiler Açısından İç Ortam Çevresel Kalitesinin Tespiti ve Hastalık Kontrolüne Etkilerinin Belirlenmesi” adlı TÜBİTAK 1001 Projesi kapsamında toplanmış olup, mevcut tez çalışması kapsamında ağır metal analizlerinin yapılarak tez kapsamında kullanılması için proje yürütücüsü tarafından doktora öğrencisinin kullanımına sunulmuştur.

Örnekleme yapılan evler Ankara’nın merkez ilçeleri olarak adlandırılan Altındağ, Çankaya, Elmadağ, Etimesgut, Gölbaşı, Keçiören, Mamak, Sincan, Yenimahalle semtlerinde yer almaktadır.

Toz örnekleri, tüm yerleşim alanı için daha temsil edici olması ve literatürde yer alan çalışmalarla karşılaştırmayı kolaylaştırmak amacıyla, ilgili eve ait temizlik amacıyla düzenli olarak kullanılan elektrik süpürgesi toz torbalarından alınmıştır. Daha önceki çalışmalar, elektrik süpürgelerinin torbalarında biriken toz örneklerinin, iç ortamlarda pestisitler, PBDE, PAH ve ağır metal birikimini göstermesi açısından temsil edici olduğunu ortaya koymaktadır (Allen ve ark., 2008; Colt, 1998; Colt ve ark., 2008).

144 adet evin her birinden bir yıl boyunca farklı mevsimlerde 3’er adet toz örneği toplanarak karıştırılmış ve tek bir örnek olarak değerlendirilmiştir. Toz örnekleri

alüminyum folyoya sarılarak kilitli poşetlere konulmuş ve etiketlenerek laboratuvara getirilmiştir. Örnekler analize dek -18°C’de dondurucuda saklanmıştır. Numuneler analiz öncesi içindeki büyük çöp, saç vs. parçalarından temizlenmiş ve 100 mesh (150 µm) elekten elenmiştir.

Örneklerin alındığı evlerin fiziksel özellikleri (yola yakınlık, ısıtma türü, yaşayan birey sayısı, halı, boya türü vb.) ile evlerdeki kişilerin yaşam özellikleri (sigara kullanımı, temizlik sıklığı, yemek pişirme sıklığı vb.) anket yolu ile kayıt altına alınmıştır.

Ev tozu örneklerinin 144 adedinde fitalat esterlerinin analizi yapılmış ancak bazı toz örneklerinin miktarları diğer analizler için yeterli olmadığından bunların yalnızca 85 adedinde ağır metal analizleri gerçekleştirilmiştir. Ağır metal analizi gerçekleştirilen 85 adet ev için örnekleme noktalarının özellikleri Çizelge 3.1’de ve fitalat esterlerinin analizinin gerçekleştirildiği 144 adet ev için örnekleme noktalarının özellikleri Çizelge 3.2’de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Ağır metal analizi yapılan örnekleme noktalarının özellikleri

Parametre	Değer (Her kategorideki örnek sayısı)
Bina yaşı	1–5 yıl (13), 6–10 yıl (22), 11–20 yıl (22), >20 yıl (28)
Ana caddelere yakın mı?	Evet (61), Hayır (24)
Evin büyüklüğü (m ²)	50–90 (19), 100–120 (34), 130–200 (29), 250–400 (3)
Zemin kaplaması	laminat ve halı (74), laminat ve el yapımı halı (5), parke ve halı (4), mozaik ve makine halısı (1), zemin halı kaplama (1)
Ev içerisinde sigara içiliyor mu?	Evet (43), Hayır (42)
Evde yaşayan kişi sayısı	2 (1), 3 (15), 4 (53), 5-6 (16)
Evin bulunduğu kat	≤0 (11), 1 (23), 2 (18), 3 (9), 4 (7), 5 (6), >5 (11)
Evin süpürülme sıklığı	Haftada 1 (27), haftada 2-3 (28), haftada 4-7 (30)
Klima var mı?	Evet (6), Hayır (79)
Camlar ne sıklıkla açılıyor?	Haftada 1 ya da 2 (5), haftada 3 ya da 4 (7), hergün (73)
Son bir yılda boya yapıldı mı?	Evet (19), Hayır (66)
Duvar boya rengi	beyaz (27), krem (31), gri (3), pembe (7), sarı (4), bej (4), toprak tonu (1), yeşil (1), duvar kağıdı (7)
Eviç hayvan var mı?	Evet (17), Hayır (68)

Çizelge 3.2. Fitalat esterleri analizi yapılan örnekleme noktalarının özellikleri

Parametre	Değer (Her kategorideki örnek sayısı)
Bina yaşı	1–5 yıl (23), 6–10 yıl (34), 11–20 yıl (44), >20 yıl (43)
Evin bulunduğu kat	≤0 (20), 1-3 (86), 4-6 (27), ≥7 (11)
Ana caddelere yakın mı?	Evet (77), Hayır (67)
Zemin kaplaması	laminat (126), fayans (2), mozaik (2), zemin halı kaplama (2), marley (1), cilalı ahşap parke (8), ahşap tahta (3)
Ev içerisinde sigara içiliyor mu?	Evet (19), Hayır (68), Balkonda (57)
Evde yaşayan kişi sayısı	2-3 (26), 4 (84), 5-7 (34)
Evin temizlenme sıklığı	Haftada 1’den az (9), Haftada 1 (42), haftada 1-3 (43), haftada 4-7 (50)
Klima var mı?	Evet (7), Hayır (137)
Duvar boya rengi	beyaz (32), krem (52), gri (8), diğer (49), duvar kağıdı (3)
Pencere tipi	Ahşap doğrama (33), PVC (111)
Koku giderici deodorant ya da sprey kullanımı?	Evet (38), Hayır (106)
Sprey temizlik ürünü kullanımı?	Evet (73), Hayır (71)
Evcil hayvan var mı?	Evet (29), Hayır (115)

3.2.2. Ambalajlı içme suyu örnekleri

Ambalajlı içme suyu örnekleri Bursa ilinde perakende marketlerde satılan 17 farklı markadan seçilmiştir. Bu markalara ait 16 adet 200-500 ml hacmindeki pet şişe su ve 1 adet 330 ml cam şişe su satın alınmış, analiz edilene dek -18°C’de dondurucuda saklanmıştır. Analizi yapılan PET şişelere ait genel özellikler Çizelge 3.3’te verilmiştir.

3.2.3. Tereyağı örnekleri

Tereyağı örneklerinin bir kısmı Bursa Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Prof. Dr. Perihan Kurt-Karakuş tarafından TÜBİTAK destekli gerçekleştirilen 112Y315 no’lu proje kapsamında pasif örnekleme tekniği ile hava örneklemesinin gerçekleştirilmesi esnasında bizzat toplanmış (özellikle İzmir-Van doğu batı eksen ve Mersin-Kastamonu güney-kuzey eksen üzerinde bulunan örnekleme noktaları veya bu noktalara giden yol güzergahları üzerinde bulunan örnekleme noktaları), bir kısmı ise Prof. Dr. Perihan Kurt-Karakuş’un kişisel bağlantılarının olduğu kişilerce toplanmış ve kendisine ulaştırılmıştır.

Çizelge 3.3. Analiz edilen PET şişelere ait genel özellikler

Şişe Markası																		
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	R	
Şişe Özellikleri																		
Şişe Tipi	Cam	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	PET	
Renk	Şeffaf	Şeffaf	Şeffaf	Şeffaf	Açık mavi	Şeffaf	Şeffaf	Açık mavi	Şeffaf	Şeffaf	Şeffaf	Açık mavi	Şeffaf	Açık mavi	Şeffaf	Şeffaf	Açık mavi	
Şişe Ağırlık (g)	181	7,65	10,1	9,80	11,0	11,7	10,3	10,0	10,1	10,3	10,2	10,9	11,3	10,2	10,2	19,6	10,4	
Hacim (ml)	330	200	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	400	500	
Su Özellikleri																		
pH	7,96	7,5	7,62	7,7	7,38	8	7,68	7,76	7,97	7,96	7,9	7,8	8,22	7,4	7,01	7,18	7,96	
EC (us/cm)	194	102	128	240	74,8	-	156	54,6	-	194	99	15,6	-	-	51,5	68,4	-	
Oksitlenebilirlik (mg/L)	0,32	5	0,52	1,4	0,57	-	0,41	0,2	1,25	0,32	0,8	0,5	-	-	1,2	-	-	
Cl ⁻ (mg/L)	1,1	0,88	0,78	1,03	0,92	1,2	1	0,8	0,95	1,1	1,4	0	1,2	0,5	0,57	1	1,07	
NH ₄ ⁺ (mg/L)	T.E	T.E	T.E	T.E	<0,02	-	T.E	<0,03	T.E	T.E	<0,05	0	-	-	T.E	T.E	-	
F ⁻ (mg/L)	-	-	-	-	-	<0,04	-	-	-	-	-	-	0,04	0,04	-	-	0,12	
Na ⁺ (mg/L)	3	1,3	2,5	1,7	4,75	4,4	1,98	2,66	1,63	3	2,4	0,9	5,4	1,2	2,2	3,1	2,6	
K ⁺ (mg/L)	-	-	-	-	-	T.E	-	-	-	-	-	-	0,2	T.E	-	-	0,3	
Ca ⁺ (mg/L)	-	-	-	-	-	19,3	-	-	-	-	-	-	32,2	8,9	-	-	37,5	
Mg ²⁺ (mg/L)	-	-	-	-	-	2,4	-	-	-	-	-	-	4,2	3,4	-	-	1,7	
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	29,76	2,11	4,64	3,82	2,65	6	7,65	3,69	6,01	29,76	4,6	0	6,9	3,1	5,8	2,83	5,37	
Fe (mg/L)	T.E	T.E	T.E	T.E	<0,001	<0,01	T.E	<0,001	T.E	T.E	<0,005	0	0,007	<0,01	T.E	T.E	T.E	
Mn (mg/L)	T.E	T.E	T.E	T.E	<0,001	-	T.E	<0,001	T.E	T.E	<0,002	0	-	-	T.E	T.E	-	
Alüminyum (mg/L)	T.E	T.E	T.E	T.E	< 0,002	-	T.E	< 0,002	T.E	T.E	<0,005	0	-	-	T.E	T.E	-	

T.E: tespit edilemedi

Örnekler Nisan-Mayıs 2014 tarihinde toplanmış olup, mevcut tez çalışması kapsamında PCB analizlerinin yapılarak tez kapsamında kullanılması için doktora öğrencisinin kullanımına sunulmuştur. Toplam 44 ilden 94 adet ev yapımı tereyağı örneği toplanmıştır (Şekil 3.1). Tüm örnekler cam kavanozlar içerisine konulmuş ve kavanozlar buz kalıplarının bulunduğu buz kutuları içerisinde laboratuvara ulaştırılmıştır. Örneklerin çoğunluğunun ev yapımı olması sebebiyle üretildikten sonra en fazla 3 gün içerisinde örnekleme gerçekleştirilmiştir. Yaklaşık 500g olarak, cam kavanozlar içerisinde laboratuvara ulaştırılmış örneklerden yaklaşık 100 gramlık porsiyonlar kahverengi renkli cam şişelere aktarılmış ve bu örnekler halihazırda -18°C 'de dondurucuda saklanmıştır.

Ev yapımı olarak tanımlanan tereyağları; a) kendi süt-tereyağı-peynir ihtiyaçlarını karşılamak için bir kaç inek besleyen, ihtiyacından fazlasını satan kırsal kesimde yaşayan çiftçilerin ürettiği tereyağı; b) evde tereyağı yapan ve sokak pazarlarında satan çiftçilerden sağlanan tereyağı; c) yakın civardaki çiftçilerin yapmış olduğu ev yapımı tereyağını satan şarküteri/süt ürünleri marketlerinden sağlanan tereyağları olarak sıralanabilir.



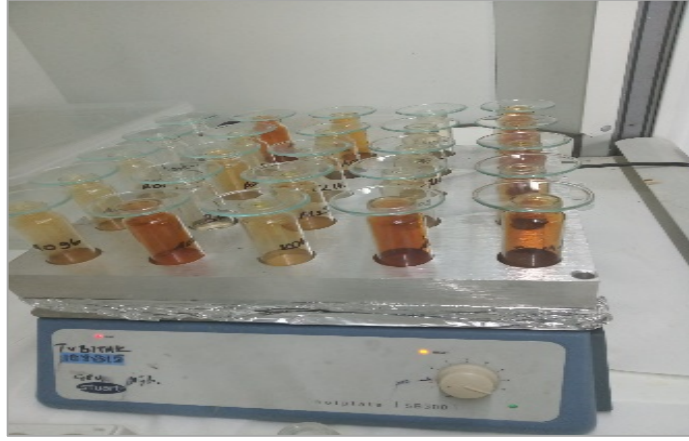
Şekil 3.1. Örnekleme bölgeleri

Örnekler; Marmara Bölgesi (x10), Ege Bölgesi (x21), Akdeniz Bölgesi (x12), İç Anadolu Bölgesi (x12), Karadeniz Bölgesi (x11), Güneydoğu Anadolu bölgesi (x2) ve Doğu Anadolu Bölgesinden (x26) toplanmıştır. Çalışma kapsamında incelenen tereyağı örnekleri Adana (x3), Aksaray, (x1), Afyonkarahisar (x1), Antalya (x2), Ardahan (x1), Artvin (x1), Aydın (x4), Balıkesir (x1), Batman (x1), Bayburt (x1), Burdur (x3), Bursa (x4), Çanakkale (x1), Çankırı (x2), Çorum (x1), Denizli (x5), Elazığ (x3), Erzincan (x2), Erzurum (x1), Gaziantep (x1), Hakkari (x5), İzmir (x2), Kahramanmaraş (x2), Karabük (x2), Kars (x5), Kastamonu (x3), Kayseri (x1), Kırıkkale (x2), Kırklareli (x1), Kocaeli (x1), Kütahya (x1), Malatya (x5), Manisa (x1), Mersin (x2), Muğla (x5), Muş (x1), Nevşehir (x2), Niğde (x1), Sakarya (x1), Samsun (x1), Sivas (x2), Trabzon (x2), Uşak (x2), Van (x4), Yozgat (x1) il merkezleri veya bu iller sınırları içerisinde bulunan yerleşim bölgelerinden toplanmıştır (Şekil 3.1).

3.3. Örneklerin Hazırlanması

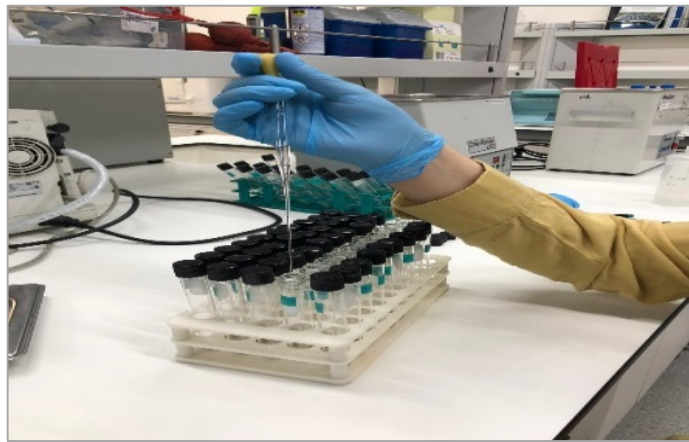
3.3.1. Toz örnekleri

Toz örneklerinden inorganik mikrokirleticileri özütleme: Toz örneklerinin asitle yakılması ve enstrümental analize hazırlanması aşaması hotplate ve alüminyum blok yakma sistemi kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.2). Yakma metodunun performansı sertifikalı referans madde (NIST SRM 2584) kullanılarak belirlenmiştir. Milestone marka mikrodalga cihazının Uygulama Notlarında belirtilen HPR-EN-36 (Urban Dust) (Milestone, 2010) metodunun bir modifikasyonu ve Standard Metod 3030'da (SM, 2018) verilen metod denenmiş ve HPR-EN-36 metodunun verimi daha yüksek olduğundan bu metod seçilmiştir. Bu metoda göre yakma işlemi yaklaşık 0,20 g toz örneğine 8 mL %65'lik nitrik asit ve 3 mL %96'lık sülfürik asit ilave edilerek gerçekleştirilmiştir. Yakma işlemi sırasında oluşan kahverengi duman yok oluncaya kadar devam ettirilmiştir (Şekil 3.2). Bu işlem yaklaşık 5-6 saat aralığında değişkenlik göstermektedir. Soğutulduktan sonra numuneler 0,45 µm şırınga filtreden süzölmüştür. Filtrasyonun ardından, filtrat, volümetrik şişelerde ultra saf su (ELGA Flex 3 sisteminden elde edilen) ile 50 mL'ye tamamlanmış ve enstrümental analize kadar buzdolabında plastik falkon tüplerde saklanmıştır.



Şekil 3.2. Toz örneklerinin asitle yakılması

Toz örneklerinden organik mikrokirleticileri özütleme: Ev tozlarının özütleme işlemi aşamasında ilk olarak 0,02 g toz örneği tartılmış ve üzerine 1 ml aseton:hekzan (1:1) ve geri kazanım verimi kimyasalları (d₄- diimetil fitalat, d₄- dietil fitalat, d₄- disiklohekzil fitalat, d₄- bis(2-etilhekzil) fitalat ve d₁₆- BPA, her birinden 100 ng) eklenmiştir (Şekil 3.3). Vortex karıştırıcı ile karıştırıldıktan sonra 1 gece karanlık ortamda bekletilmiştir. 30 dk ultrasonik özütleme yapıldıktan sonra 5 dk 1500 rpm’de santrifüjlenmiş ve supernatan kısım ayrı bir cam tüp içerisinde alınmıştır. Tozların üzerine tekrar 0,5 ml aseton:hekzan (1:1) eklenerek ultrasonik özütleme ve santrifüjleme işlemi tekrarlanmıştır. Birleştirilen ekstraktlar azot altında hacim azaltma işlemine tabi tutulmuş ve 1 ml metanol içerisinde yeniden çözülerek GC vial e aktarılmıştır. Üzerine internal standart (d₄- izobutil fitalat, 50 ng) eklenerek LC/MS/MS analizine hazır hale getirilmiştir.



Şekil 3.3. Ev tozlarında organik mikrokirleticilerin özütlenmesi

3.3.2. Ambalajlı içme suyu örnekleri

Ambalajlı su örneklerinden organik mikrokirleticileri özütleme: Ambalajlı sulardan mikrokirleticilerden özütlenmesi sıvı-sıvı özütleme işlemi ile gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla, ayırma hunisine 1000 ml su örneği koyulmuştur (Şekil 3.4). Üzerine 40 ml diklorometan (DCM) ve geri kazanım verimi kimyasalları (d₄- dimetil fitalat, d₄- dietil fitalat, d₄- disikloheksil fitalat, d₄- bis(2-etilheksil) fitalat ve d₁₆- BPA, her birinden 150 ng) eklenmiştir. Emülsifiye olmasını engellemek için çok şiddetli olmayacak şekilde 5-10 dk çalkalandıktan sonra DCM fazı yuvarlak dipli balona alınmıştır. Üzerine tekrar 40 ml DCM eklenerek bu işlemler iki kez tekrarlanmıştır. Yuvarlak dipli balonda toplanan örnekler döner buharlaştırıcıda hacim azaltma işlemine tabi tutulmuş ve 1 ml metanol içerisinde toplanarak GC vialine alınıp internal standart (d₄- izobutil fitalat, 50 ng) eklenerek LC/MS/MS analizine hazır hale getirilmiştir.



Şekil 3.4. Ambalajlı suların özütleme işlemi

PET şişe örneklerinden organik mikrokirleticileri özütleme: PET şişelerin özütleme işlemi aşamasında ilk olarak PET şişeler saf su ile yıkanıp kurutulduktan sonra 0,5 cm'lik daireler şeklinde kesilmiştir (Şekil 3.5). 0,3 gr PET şişe tartılarak üzerine 20 ml hekzan, 5 ml aseton ve geri kazanım verimi kimyasalları (d₄- dimetil fitalat, d₄- dietil fitalat, d₄- disikloheksil fitalat, d₄- bis(2-etilheksil) fitalat ve d₁₆- BPA, her birinden 100 ng) eklenmiştir. 30 dk ultrasonik özütleme işlemi yapılmıştır. Supernatant faz yuvarlak dipli balona alınarak aynı işlemler 5 ml hekzan, 1 ml aseton ile iki kez daha tekrarlanmıştır. Yuvarlak dipli balonda toplanan ekstraktlar döner buharlaştırıcı ile hacim azaltma

işlemine tabi tutulmuştur ve 1 ml metanol:aseton (1:1) içerisinde toplanarak GC vialle aktarılmıştır. Internal standart (d_4 - izobutil fitalat, 50 ng) eklenerek LC/MS/MS analizine hazır hale getirilmiştir.

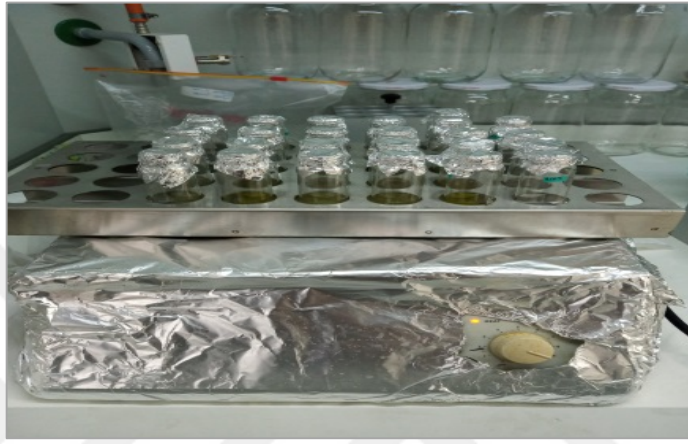


Şekil 3.5. PET şişelerin özütleme işlemi

3.3.3. Tereyağı örnekleri

Hedef kirleticilerin tereyağı örneklerinden özütlenmesi için daha önce test edilmiş ve etkinliği raporlanmış yöntemler (Jafari ve ark., 2008; Kalantzi ve ark., 2001; Thomas ve ark., 1998) kullanılmıştır. Yaklaşık 1.7 g tereyağı örneği 250 mL hacimli cam balona koyularak üzerine 5 g sodyum sülfat (Na_2SO_4) ve 50 mL hekzan eklenmiştir. Karışım, hot plate üzerinde 10 dakika kaynatıldıktan sonra soğutulmuş, yaklaşık 1 mL özüt lipid ağırlığının belirlenmesi için ayrıldıktan sonra özüt içerisine geri kazanım verimi kimyasalları (PCB-14, -65 ve -166, her biri 10 ng) eklenmiştir (Şekil 3.6). Döner buharlaştırıcıda hacmi yaklaşık 5 mL'ye azaltılmıştır. 25 mm çaplı bir cam kromatografi kolonu içerisine 15 g asitlendirilmiş silika ($450^{\circ}C$ 'de 4 saat fırınlanmış ve 2:1 oranında sülfürik asit eklenmiş) ve 1 cm yüksekliğinde sodyum sülfat ($450^{\circ}C$ 'de 4 saat fırınlanmış) koyularak hazırlanan kromatografi kolonu önce 2 mL hekzan ile yıkanmış, sonrasında numune eklenmiş ve hedef kirleticiler kolondan 150 mL hekzan ile alınmıştır. Numune hacmi döner buharlaştırıcıda yaklaşık 1 mL'ye indirildikten sonra, ikinci bir kolon kromatografi temizleme işlemi uygulanmıştır. Bu kolon ise 9 mm çaplı cam kolon içerisine 3 g silika ($350^{\circ}C$ 'de 4 saat fırınlanmış) ve 0,5 cm sodyum sülfat koyularak hazırlanmıştır. Kolon önce 10 mL hekzan ile yıkanarak temizlenmiştir. Daha sonra

numune kolona verilmiş, kolon sırasıyla önce 33 mL hekzan ile, sonrasında ise 15 mL DCM:hekzan (hacim:hacim olarak 1.1 oranında karıştırılmış) ile yıkanarak her iki fraksiyon aynı cam balonda toplanmıştır. Numune hacmi döner buharlaştırıcıda yaklaşık 5 mL'ye, sonrasında ise saf azot gazı altında 1 mL'ye indirilerek 1 mL izo-oktan içerisinde toplanmış, numune içine internal standart olarak 12 ng $^{13}\text{C}_{12}\text{PCB-105}$ eklenerek GC-MS analizine hazır hale getirilmiştir.



Şekil 3.6. Tereyağı örneklerinin özütleme işlemi

Lipid içeriğinin belirlenmesi için 50 mL hekzan içerisinde çözündürülen tereyağı+çözücü karışımından yaklaşık 1 mL alınmıştır. Lipid içeriğinin belirlenmesi için alınan 1 mL'lik alt numune 95-100°C'de 5 saat süresince kurutulmuştur. Lipid ağırlığı, karışımın bulunduğu kabın ve özütlenen lipidin toplam ağırlığından kabın boş ağırlığının çıkarılmasıyla, lipid içeriği ise lipid ağırlığının (g) numune ağırlığına bölünmesi ile hesaplanmıştır.

3.4. Enstrümental Analiz

Ambalajlı içme suyu, PET şişe ve iç ortam tozu örneklerinde analiz edilen organik mikrokirleticilerin (fitalatlar ve BPlar) enstrümental analizi Çukurova Üniversitesi Adli Tıp Laboratuvarlarında bulunan Shimadzu 8040 model Sıvı Kromatografi Kütle x Kütle Spektrometri (LC-MS-MS) cihazında, iç ortam toz örneklerinde inorganik mikrokirleticilerin (ağır metaller) enstrümental analizi Bursa Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölüm Laboratvarlarında bulunan Agilent 7700 model Endüktif Eşleşmiş-

Kütle Spektrometre (ICP-MS) cihazında ve tereyağı örneklerinde organik mikrokirleticilerin (PCB'ler) enstrümental analizi Bursa Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölüm Laboratuvarlarında bulunan Agilent 7890B GC / 5977A MSD model Gaz Kromatografi-Kütle Spektrometri (GC/MS) cihazında gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada kullanılan cihaz metot parametreleri ve detaylar aşağıda ki bölümlerde verilmiştir.

3.4.1. Endüktif eşleşmiş-kütle spektrometre (ICP-MS) analizi

İnorganik mikrokirletici olan ağır metallerin enstrümental analizi endüktif eşleşmiş-kütle spektrometre (ICP-MS) cihazı (Agilent 7700 model) kullanılarak yapılmıştır (Şekil 3.7). 0,5-1000 ppb aralığını kapsayan 11 noktalı kalibrasyon grafikleri kullanılarak numunelerin enstrümental analizi gerçekleştirilmiştir. R^2 değeri 0,9990 ve üzerinde olan kalibrasyon grafikleri analiz için kabul edilmiş, aksi takdirde cihaz tekrar optimize edilerek analizler tekrarlanmıştır. Okumalar 3 tekrarlı gerçekleştirilerek hesaplamalarda ortalama değerler kullanılmıştır. ICP-MS genel işletim parametreleri: integrasyon zamanı: 0,1 s, örnekleme zamanı: 0,31 s, veri toplama zamanı: 22,76 s, RF gücü: 1550 W, RF voltajı: 1,78 V, taşıyıcı gaz: 0,9 L/dk, make up gaz: 0,1 L/dk, nebulizer pompası: 0,1 rps, He gaz akışı: 4,5 mL/dk.'dır.



Şekil 3.7. Endüktif eşleşmiş-kütle spektrometre (ICP-MS) cihazı

3.4.2. Üçlü Kuadropol Sıvı Kromatografi Kütle Spektrometresi (LC/MS/MS) analizi

Organik mikrokirletici olan fitalat ve bisfenollerin enstrümental analizi, üçlü kuadropol sıvı kromatografi kütle spektrometresi (LC/MS/MS) cihazı (Shimadzu 8040) kullanılarak yapılmıştır. Enjeksiyon hacmi 10 µl'dir ve kromatografik ayırma için Shim-pack FC-ODS (150 x 2 mm, Shimadzu, Kyoto/Japonya) kolon kullanılmıştır. Mobil faz olarak su içinde 10 Mm amonyum asetat (A) ve Asetonitril (B) kullanılmıştır.

Gradyan programı: 0,0–1,0 dak; solvent B'nin %80'i, 1,0–2 dak; solvent A'nın %95'ine lineer bir gradyan; 2,0-4,0 dk %95 solvent B; 4,0-4,01 dakikalık gradyan ile %50 solvent B; 5,0 dakika duraklama olacak şekilde ayarlanmıştır. Kolon akış hızı ve fırın sıcaklığı sırasıyla 0,3 mL/dk ve 40 °C olarak ayarlanmıştır. Kapiler voltaj 4,0 kV ve buharlaştırıcı sıcaklığı 350 °C olarak tutulmuştur.

3.4.3. Gaz kromatografi-kütle spektrometri (GC/MS) analizi

Organik mikrokirletici olan PCB'lerin enstrümental analizi gaz kromatografi-kütle spektrometri (GC/MS) cihazı (Agilent 7890B GC / 5977A MSD) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. PCB kongenerlerinin kromatografik ayrıştırılma işlemi 30 m uzunlukta 0,25 mm iç çap ve 0,25 µm iç çeper kalınlığında kapiler kolonda (DB5-MS, Agilent J&W) yapılmıştır. Cihaz EI (elektron bombardmanı) modunda işletilmiş olup uygulanan sıcaklık programı: 50°C'de 1 dakika; 25°C/dak-200 °C; 8°C/dak-300 °C (5 dakika bekle). Enjektör, iyon kaynağı (70 eV), kuadropol ve auxiliary sıcaklıkları sırasıyla 250°C, 230°C, 150°C ve 280 °C olarak ayarlanmıştır. 1 µL 'pulsed splitless' enjeksiyon yapılmış, taşıyıcı gaz olarak Helyum (1,5 mL/dk) kullanılmıştır.

Kromatografik ayrıştırma işleminde aşağıdaki kongenerler eşzamanlı olarak ayrıştığından dolayı miktarsal analizde birlikte değerlendirilmişlerdir: PCB-4/10; PCB9/7; PCB8/5; PCB17/24; PCB16/32; PCB26/25; PCB31/28; PCB33/20; PCB46/69; PCB47/48; PCB44/59; PCB41/64; PCB56/60; PCB93/95; PCB87/115; PCB107/123; PCB135/144; PCB138/158; PCB180/193; PCB170/190; PCB203/196.

3.5. Kalite Kontrol/Kalite Güvence (KK/KG)

Analitik yöntemlerin çeşitli aşamalarında yer alan numune, ekipman ve kimyasal gibi her türlü ekipman kullanımı deneyler esnasında sıkı kalite kontrolü önlemleriyle denetlenmiştir. Detaylar aşağıda verilmiştir.

Kullanılacak her türlü maddenin hedef kimyasallardan yana kirletici kaynağı oluşturmaması için alınan önlemler: Deneylerde kullanılan malzemeler mümkün olan her aşamada cam veya metal olarak tercih edilmiştir. Deneyler esnasında kullanılan cam ve metal malzemeler kullanılmadan hemen önce diklorometan veya hekzan gibi çözücülerle temizlenmiştir. Kirli cam malzemelerin temizliği ise teknik alkol ile yıkama, sentetik deterjanda bekletme, kromik asitte bekletme, musluk suyu ile durulama ve bunu takiben deiyonize su ile durulama ve 105°C'de kurutma şeklinde yapılmıştır. Tüm cam malzemeler, kullanılmadan 1 gece önce 450°C'de en az 16 saat süre ile fırınlandıktan sonra kullanılmıştır.

Kontrol/şahit(blank) numuneleri: Numunelerinin özütlenmesi esnasında laboratuvar kontrol numuneleri hazırlanmış (her 10 numunede 1 adet şahit numune) ve bu amaçla; tereyağı analizlerinde; sadece özütleme solventi ve Na₂SO₄; su analizlerinde; ultra saf su; PET şişe analizlerinde sadece özütleme solventi ve iç ortam tozu örneklerinde organik mikrokirleticilerin analizinde sadece özütleme solventi ve inorganik mikrokirleticilerin analizinde sadece özütleme asitleri kullanılmıştır. Bu örneklerde de geri kazanım test bileşikleri eklenmiş ve sonrasında analiz edilen numunelerin tabi tutulduğu işlemlere tabi tutulmuştur.

Geri kazanım verimi test kimyasalları: Analizler esnasında yapılan işlemlerin analiz başlangıcından sonuna dek verimli bir şekilde gerçekleştirildiğinin teyit edilmesi için geri kazanım verimi kimyasalları kullanılmıştır. Geri kazanım verimi kimyasalı olarak; Tereyağı analizlerinde: çevresel örneklerde yapılan analizlerde rastlanmayan PCB kongenerleri olan PCB-14, -65 ve -166; şişelenmiş su, PET şişe ve ev tozu analizlerinde çevresel örneklerde yapılan analizlerde rastlanmayan fitalat ve bisfenol türlerinden olan

d4- dimetil fitalat (DMP-d₄), d4- dietil fitalat (DEP-d₄), d4- disiklohekzil fitalat (DCHP-d₄), d4- dietilhekzil fitalat (DEHP-d₄) ve d16- bisfenol A (BPA-d₁₆) kullanılmıştır.

Hedef kirleticilerin geri kazanımının test edilmesi: Bu amaçla hedef kirleticilerin bilinen miktarları, analizlerde kullanılan özütleme çözücülerine eklenerek baştan sona dek örneklerin tabi tutulduğu işlemlere tabi tutularak, tüm hedef kirleticilerin geri kazanım verimleri hesaplanmıştır.

Cihaz belirleme limiti (IDL) ve metod belirleme limiti (MDL) değerlerinin belirlenmesi: IDL, cihaz tarafından 1:3 sinyal oranında integre edilebilen pik gözlemlenen en düşük konsantrasyon değeri olarak tanımlanırken MDL ise hedef kirleticilerin şahit numuneler içerisindeki ortalama konsantrasyon değerlerine, standart sapma değerinin 3 katının eklenmesi ile belirlenmiştir.

3.6. İstatistiksel Analiz

İstatistiksel analizler için SPSS Statistics 26 (IBM) kullanılmıştır. İlk olarak fitalat içeriklerinin normal dağılım gösterip göstermediğini belirlemek için normallik testleri yapılmıştır. Shapiro-Wilk normallik testine göre mikrokirletici seviyelerinin çoğu normal olmayan dağılım göstermiştir ($p < 0,001$).

Çarpıklık, veri dağılımının ortalaması etrafındaki simetri eksikliğinin bir ölçüsüdür; basıklık, veri dağılımının kuyruklarının bir ölçüsüdür (Kurt-Karakus ve ark., 2008). Bu dağılımlar için çarpıklık (S) ile çarpıklığın standart sapması (SES) ve basıklık (K) ile basıklığın standart sapması (SEK), SPSS İstatistik 26 (IBM) kullanılarak hesaplanmıştır. Veriler, çoğu mikrokirleticiler için önemli basıklık ($K/SEK > 2$) ve önemli ölçüde çarpıklık ($S/SES > 2$) göstermiştir. Ayrıca, iç ortam tozu örneklerinde ağır metal seviyeleri (EK Şekil 1), iç ortam tozu örneklerinde fitalat ve bisfenol seviyeleri (EK Şekil 2), ambalajlı içme suyu örneklerinde fitalat ve bisfenol seviyeleri (EK Şekil 3), PET şişe örneklerinde fitalat ve bisfenol seviyeleri (EK Şekil 4) için histogram grafikleri çizilerek de verilerin normal dağılıp dağılmadığı araştırılmıştır.

Veriler normal dağılım göstermediğinden, üç veya daha fazla grup/koşul içeren veri setlerinin medyan değerlerini karşılaştırmak için Kruskal-Wallis testi kullanılmıştır. Kruskal-Wallis testi, tek yönlü bir varyans analizinin parametrik olmayan eşdeğeri. <0,05'lik bir p değeri, karşılaştırılan grupların medyanı arasında önemli farklılıklar olduğunu gösterir. Yalnızca iki grubun varlığında, medyanları karşılaştırmak için iki örnekli t testinin parametrik olmayan eşdeğeri olan Mann-Whitney testi kullanılmıştır. Ev tozunda bulunan organik ve inorganik mikrokirleticiler ile olası kaynakları arasındaki ilişki pozitif matris faktörizasyonu (PMF) ile araştırılmıştır.

Pozitif Matris Faktörizasyonu (PMF): Bu çalışmada, kaynak paylaşırma için US EPA (sürüm 5.0.14) yazılımı kullanılarak pozitif matris faktörizasyonu (PMF) uygulanmıştır. PMF'de, temel çalışma, numune konsantrasyon değerlerine göre seçilmiş ve kaynak tanımlaması, temel çalışma faktörlerinin temsili unsurlarına göre geliştirilmiştir. Negatif olmayan sınırlamalar altında kirlilik kaynaklarının bileşen profillerini ve kaynak katkılarını belirlemek için model, elementlerin konsantrasyon matrisi X 'i ve belirsizlik bilgilerini kullanır ve PMF aşağıdaki gibi yazılabilir (Denklem (3.1)):

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p (g_{ik} f_{kj} + e_{ij}) \quad (3.1)$$

Burada, X_{ij} : bir türün konsantrasyonu; e_{ij} : kalıntı matris; f_{kj} : faktör profili; g_{ik} : faktör katkıları; p : faktör numarası; i : örnek numarası; j : tür.

İdeal G ve F matrislerini üretmek için ağır metal konsantrasyon matrisi X 'i tekrar tekrar parçalayarak, PMF amaç fonksiyonu Q 'yu minimize eder. Fonksiyon aşağıdaki tanıma sahiptir (Denklem (3.2)):

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \{e_{ij}/u_{ij}\}^2 \quad (3.2)$$

Ek olarak, element konsantrasyonu ve ilgili belirsizlik (Zhou ve ark., 2020a) PMF'ye yüklenmelidir. Belirsizlik (Zhou ve ark., 2020a), EPA PMF 5.0 kullanıcı kılavuzuna göre MDL'nin sabit bir fraksiyonu kullanılarak hesaplanır (Denklem (3.3) ve (3.4)):

Konsantrasyon <Metod belirleme limiti (MDL) olduğunda;

$$u_{ij} = 5/6 \times MDL \quad (3.3)$$

Konsantrasyon >Metod belirleme limiti (MDL) olduğunda;

$$u_{ij} = \sqrt{(hata\ fraksiyonu \times c) + MDL} \quad (3.4)$$



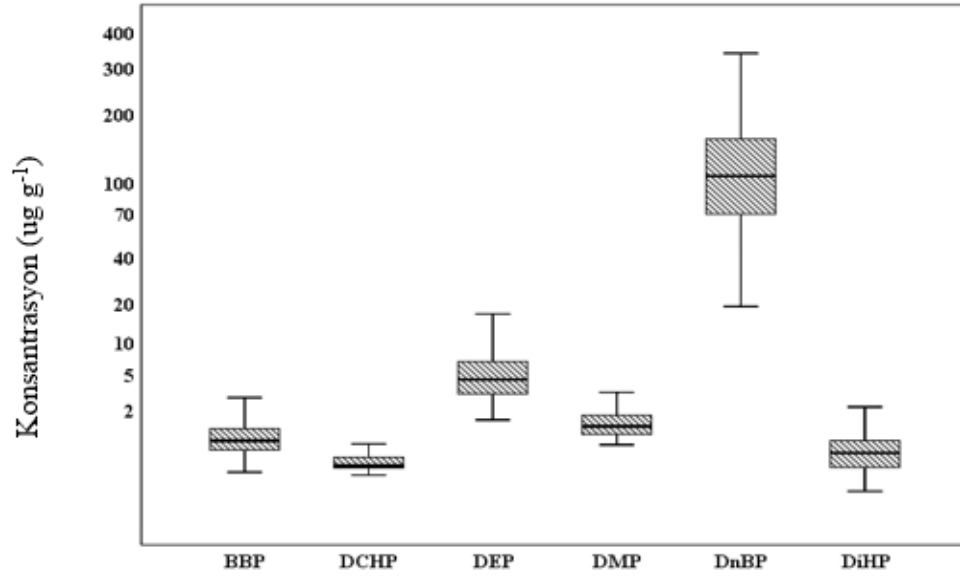
4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1. İç ortam toz örnekleri

4.1.1. Organik mikrokirleticilerin (fitalat) mevcudiyeti

Fitalat konsantrasyon seviyeleri: Ankara'da ev tozlarında tespit edilen fitalatların medyan konsantrasyonlar Şekil 4.1'de gösterilirken tanımlayıcı istatistikler Çizelge 4.1'te verilmiştir. Şekil 4.1'de kutunun üst ve alt uçları, veri setinin sırasıyla 75. ve 25. yüzdilik dilimlerini temsil ederken kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir ve medyan konsantrasyonlar kutulardaki yatay çizgi ile gösterilir. Ev tozu örneklerinde %1,39 ila %100 arasında bir belirlenme sıklığıyla yedi fitalat esteri (BBP, DAMP, DCHP, DEP, DiHP, DMP, DnBP) saptanmıştır (Şekil 4.1). Toplam fitalat konsantrasyonu 1,25 ila 913 µg/g arasında değişmekte olup medyan konsantrasyon 113 µg/g olarak bulunmuştur. Bu değer Kanada (medyan: 626 µg/g) (Yang ve ark., 2020), Suudi Arabistan (medyan: 476 µg/g) (Ali ve ark., 2021), ABD (medyan: 288 µg/g) (Bi ve ark., 2018), Tayvan (medyan: 497 µg/g) (Huang ve ark., 2019), Çin (medyan: 170 µg/g) (Dong ve ark., 2022) ve Guangzhou, Çin (medyan: 241 µg/g) (Tang ve ark., 2020)'deki evlerde tespit edilenden daha düşüktür. Ancak Çin'de altı coğrafi bölgeden (medyan: 54 µg/g, evler) (Zhu ve ark., 2019) ve yedi bölgeden (medyan: 105 µg/g, evler ve yurtlar) (Li ve ark., 2020) toplanan iç ortam tozlarında tespit edilenlerden ise daha yüksektir.

DnBP, 107 ± 115 µg/g ile en yüksek medyan konsantrasyonu gösterirken, en düşük konsantrasyon DAMP ($0,169 \pm 0,009$ µg/g) için ölçülmüştür. Fitalatların medyan konsantrasyonları DnBP (107 ± 115 µg/g) > DEP ($4,44 \pm 5,24$ µg/g) > DMP ($1,20 \pm 2,06$ µg/g) > BBP ($0,721 \pm 4,11$ µg/g) > DiHP ($0,441 \pm 0,754$ µg/g) > DCHP ($0,247 \pm 2,14$ µg/g) > DAMP ($0,169 \pm 0,009$ µg/g) şeklinde bulunmuştur (Şekil 4.1). DnBP konsantrasyonları (107 µg/g), DCHP (medyan 0,247 µg/g), DEP (medyan 4,4 µg/g) ve DMP (medyan 1,20 µg/g) konsantrasyonlarından 24-433 kat ve diğer fitalatlardan 148-633 kat daha yüksektir (Çizelge 4.1).



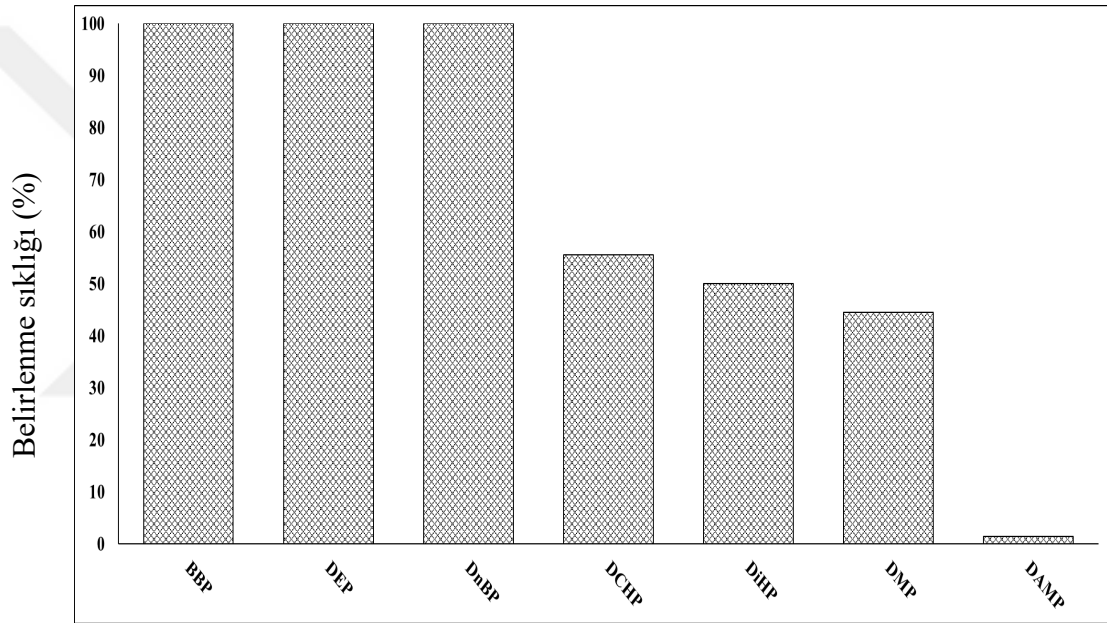
Şekil 4.1. Analiz edilen iç ortam tozu örneklerinde tespit edilen fitalat konsantrasyonları (µg/g)

Çeşitli toz numunelerinde bulunan özellikle DnBP ve DEP gibi fitalatların konsantrasyonlarında ki önemli değişiklik, Şekil 4.1'deki standart sapmalardan çıkarılabilir. BBP (tespit sıklığı: %100, medyan: 0,721 µg/g), DEP (%100, 4,44 µg/g) ve DnBP (%100, 107 µg/g), toz numunelerinde sırasıyla toplam fitalat esterlerinin $1,22 \pm 2,90$, $4,85 \pm 3,77$ ve $85,7 \pm 8,92$ 'ünü oluşturan üç baskın türdeştir (Çizelge 4.1, Şekil 4.2).

Çizelge 4.1. İç ortam tozu örneklerinde belirlenen fitalat konsantrasyonları

	BBP	DAMP	DCHP	DEP	DiHP	DMP	DnBP
Ortalama (µg/g)	1,59	0,169	0,627	5,87	0,658	1,71	132
Medyan (µg/g)	0,721	0,169	0,247	4,44	0,441	1,20	107
Standart sapma	4,11	0,009	2,14	5,24	0,754	2,06	115
Çarpıklık	6,39	-	8,36	3,59	3,088	5,61	4,11
Çarpıklığın standart hatası	0,202	-	0,269	0,202	0,283	0,299	0,202
Basıklık	44,9	-	72,6	16,1	11,8	36,4	22,9
Basıklığın standart hatası	0,401	-	0,532	0,401	0,559	0,590	0,401
Minimum (µg/g)	0,043	0,162	0,004	0,065	0,004	0,616	1,138
Maksimum (µg/g)	36,0	0,175	19,1	35,8	4,38	15,8	898
Belirlenme sıklığı (%)	100	1,39	55,6	100	50,0	44,4	100

Zemin ve duvar kaplama malzemeleri, oyuncaklar, yapıştırıcılar ve suni deri gibi iç ortamlarda bulunan malzemeler, imalat sırasında yüksek miktarlarda fitalat ile işlendiğinden fitalatların kapalı ortamlarda en baskın kirletici olmasına yol açmaktadır (Guo ve ark., 2014; Weng ve ark., 2017). Türkiye'de oyuncak, çocuk bakım ürünleri, mobilya, temizlik, tekstil ve ofis malzemelerinde DEHP, DBP ve BBP'nin Türkiye Cumhuriyeti Resmi Gazetesi'nde ağırlıkça %0,1'den daha yüksek konsantrasyonlarda kullanılması yasaklanmıştır (Resmi-Gazete, 2015). Bu maddelere ilişkin kısıtlayıcı hükümler yalnızca sekiz yıl önce (2015) yürürlüğe girdiğinden, bu kirleticiler hala iç ortam tozunda yüksek konsantrasyonlarda ölçülmektedir.



Şekil 4.2. İç ortam tozu örneklerinde kirleticilerin belirlenme sıklığı (%)

Genel olarak, maddeler gaz fazı ile partikül fazı arasında dengede bulunur. Parçacık-hava dağılım katsayısı (K_p) ve kirleticinin buhar basıncı, dengedeki maddenin gaz ve parçacık fazındaki varlığını etkileyen parametrelerdir. Denge, daha yüksek buhar basıncı ve daha düşük K_p değerine sahip fitalatlar için gaz fazı lehine iken, daha düşük buhar basıncı ve daha yüksek K_p değerine sahip fitalatlar için partikül fazı lehinedir (Bu ve ark., 2016; Weschler ve Nazaroff, 2012).

DMP, plastiklerde, kauçuk kaplama maddelerinde, böcek ilaçlarında ve pestisitlerde yaygın olarak kullanılırken, DEP çoğu kişisel bakım ürününe (saç bakım ürünleri,

kokular, ojeler ve sabunlar), yapışkan kauçuk, plastikler ve imalat sırasında dolgu macunlarına eklenir (Albar ve ark., 2017; Kamrin, 2009). Yaygın kullanılan, DEP (0,065–35,8 µg/g) analiz edilen bütün örneklerde tespit edilirken DMP (0,616–15,8 µg/g) daha az evde ölçülmüştür. Bunun yanında DCHP (0,004–19,1 µg/g), DiHP (0,004–4,38 µg/g) analiz edilen evlerin yaklaşık %50sinde görülmüştür. Di-n-butil ftalat (DnBP), benzer kimyasal özelliklere sahip diğer ftalatlara kıyasla çok daha yüksek değerlerde ölçülmüştür (1,14–898 µg/g). Yüksek DnBP konsantrasyonları, yaygın ticari kullanımı gösterebilir. Çizelge 4.2, Ankara'daki genel ftalat seviyelerinin karşılaştırması için bu çalışmada ve diğer ülkelerde iç ortamlarda ölçülen ftalatların medyan değerlerini sunmaktadır.

Çizelge 4.2. İç ortam tozlarında ftalatların medyan konsantrasyonlarının (µg/g) dünyanın diğer yerlerinde bulunanlarla karşılaştırılması

Yer	BBP	DAMP	DCHP	DEP	DiHP	DMP	DnBP	Referans
Ankara/Türkiye	0,721	0,169	0,247	4,44	0,441	1,20	107	(Bu çalışma)
Kocaeli/Türkiye	19,5	-	7,34	1,60	-	0,890	30,4	(Başaran ve ark., 2020)
Britanya/Fransa	8,50	-	-	2,80	-	0,200	11,9	(Blanchard ve ark., 2014)
Bulgaristan	340	-	-	340	-	280	9930	(Kolarik ve ark., 2007)
Almanya	29,7	-	-	6,10	-	1,50	47,0	(Fromme ve ark., 2013)
Tainan/Tayvan	1,00	-	-	1,00	-	0,100	20,2	(Hsu ve ark., 2012)
Kuveyt	8,60	-	2,90	1,80	-	0,030	45,0	(Gevao ve ark., 2013)
Suudi Arabistan	0,800	-	-	1,40	-	0,600	33,3	(Albar ve ark., 2017)
Guangzhou/Çin	0,710	-	1,54	4,75	-	1,70	13,6	(Wang ve ark., 2013)
Hong Kong/Çin	4,28	-	1,49	1,22	-	0,120	4,80	(Wang ve ark., 2013)
Kanada	42,3	-	0,210	2,00	18,9	0,120	16,8	(Kubwabo ve ark., 2013)
Amerika	46,8	-	-	1,40	-	-	13,7	(Gaspar ve ark., 2014)
İsveç	16,0	-	-	14,0	-	0,470	103	(Luongo ve Östman, 2016)
Çin	1,60	-	-	0,200	-	0,100	23,7	(Zhang ve ark., 2013)

- bildirilmemiştir

DnBP, tüm kıtalarda yapılan çalışmalarda en yüksek ölçülen ftalat esterlerinden biridir. 2007-2020 yılları arasında yapılan çalışmalardan derlenen çizelgeye göre, Avrupa Birliği'nde DEHP, DnBP ve BBP kullanımı %1 ile sınırlı olmasına rağmen, bunlar halen en yüksek ölçülen kirleticiler arasındadır (Luongo ve Östman, 2016). Ankara'da iç ortam

tozlarında en çok bulunan ftalatlar, Kanada ve Kuzey Kaliforniya dışındaki diğer ülkelere benzerlik gösteren DBP >BBP'dir (Gaspar ve ark., 2014; Kubwabo ve ark., 2013). Çizelge 4.2'e göre, en yüksek DnBP konsantrasyonu 9930 µg/g medyan değeri ile Sofya/Bulgaristan'da ölçülürken, en düşük konsantrasyon 4,80 µg/g medyan değeri ile Hong Kong/Çin'de ölçülmüştür (Kolarik ve ark., 2007; Wang ve ark., 2013). Ankara/Türkiye'de tespit edilen DnBP'nin medyan değeri (107 µg/g), Sofya/Bulgaristan dışındaki bütün çalışmalardan daha yüksek bulunmuştur (Kolarik ve ark., 2007). DnBP, kişisel bakım ürünlerinde (örneğin kozmetik ve farmasötik kaplamalar) kullanılan ana katkı maddeleri olarak DBP ile ilişkili olabilecek ev tozunda nispeten daha yüksek seviyeler göstermiştir (Li ve ark., 2021; Net ve ark., 2015). Minimum BBP konsantrasyonları Guangzhou/Çin'de 0,710 µg/g olarak saptanırken, en yüksek konsantrasyonlar Sofya/Bulgaristan'da 340 µg/g olarak ölçülmüştür (Kolarik ve ark., 2007; Wang ve ark., 2013). Ankara'daki iç ortam tozlarında BBP (0,721 µg/g), Guangzhou/Çin (0,710 µg/g) dışındaki şehirlerden daha düşük seviyelerde ölçülmüştür.

İç ortam tozunda DMP ve DEP, çoğu şehirde diğer ftalatlardan daha düşük seviyelerde tespit edilmiştir. DMP ve DEP gibi diğer ftalat esterlerinin düşük seviyeleri, diğer şehirlerdeki iç ortam toz örneklerinden bildirilen sonuçlarla (Blanchard ve ark., 2014; Wang ve ark., 2013) tutarlı olarak, toz fazındakinden daha çok gaz fazında olan düşük moleküler ağırlıklı ftalat esterlerinin yüksek uçuculuk ve yüksek buhar basıncından kaynaklı olarak düşük seviyelerde gözlemlenmiştir (Başaran ve ark., 2020; Bergh ve ark., 2011). Farklı olarak, Bavyera, Guangzhou ve Hong Kong (Wang ve ark., 2013), Kanada (Kubwabo ve ark., 2013), Kuveyt (Gevao ve ark., 2013) ve Kocaeli'de (Başaran ve ark., 2020) yürütülen çalışmada DCHP, diğer maddeler kadar uçucu olmasa da DMP ve DEP gibi iç ortam tozlarında düşük seviyelerde ölçülmüştür. Bu çalışmalar, örneklenen evlerde iç ortam tozunda ftalat seviyelerine katkıda bulunan ürünlerde DBP ve BBP kadar DCHP'nin kullanılmadığını göstermektedir. DCHP, etil selüloz, nitroselüloz, vinil asetat, polivinil klorür ve reçineler için yaygın bir plastikleştirici bileşendir ve genellikle bu polimerleri daha esnek hale getirmek için polimerlere eklenir (Lv ve ark., 2019; Schechter ve ark., 2013). DCHP yanı sıra birçok gıda ve ambalaj materyalinde tespit edilmiştir (Fierens ve ark., 2012; Schechter ve ark., 2013). DCHP'nin memeli gelişimi ve üreme sistemi üzerinde olumsuz etkileri göz önüne alındığında DEHP veya DBP'ye benzer bir

güce sahip olduğunu gösteren kanıtların artması nedeniyle bu kimyasallara karşı endişeler artmaktadır (Ahbab ve Barlas, 2013; Li ve ark., 2016b; Lv ve ark., 2019). DMP, DEP, DBP ve BBP gibi daha düşük moleküler ağırlıklı ftalat esterleri tipik olarak kozmetik ve kişisel bakım ürünlerinde kullanılır, BBP ayrıca inşaat malzemeleri ve vinil döşeme, yapıştırıcılar ve sentetik deri gibi ev mobilyalarında yaygın olarak kullanılır (Gomez-Hens ve Aguilar-Caballo, 2003; Ma ve ark., 2020; Net ve ark., 2015). DNOP, DCHP, DEHP gibi yüksek moleküler ağırlıklı ftalat esterler ise, PVC'ye ve sentetik polimere esneklik ve genel kullanım özellikleri kazandırmak için plastikleştiriciler olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır (Net ve ark., 2015; Schecter ve ark., 2013; Zhang ve ark., 2020).

Toz numunelerindeki ftalat konsantrasyonları arasındaki korelasyonlar, Spearman korelasyon modeli kullanılarak analiz edilmiş ve sonuçlar Çizelge 4.3'de rapor edilmiştir. %99 güven aralığında şu pozitif korelasyonlar gözlemlenmiştir: BBP'a karşı DiHP, DnBP; DEP'a karşı DnBP; DiHP'a karşı DnBP. %95 güven aralığında ise yalnızca DEP'a karşı DMP pozitif korelasyonu gözlemlenmiştir. Geri kalan bileşikler için istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyon gözlenmemiştir.

Çizelge 4.3. İç ortam tozunda belirlenen ftalat esterleri için Spearman's rank korelasyon katsayısı (Spearman's rho)

	BBP	DCHP	DEP	DiHP	DMP	DnBP
BBP	1,000	0,158	-0,003	0,351**	0,023	0,327**
DCHP		1,000	0,138	0,057	0,157	0,114
DEP			1,000	0,154	0,304*	0,244**
DiHP				1,000	0,012	0,499**
DMP					1,000	0,013
DnBP						1,000

** Korelasyon 0,01 düzeyinde anlamlıdır, * Korelasyon 0,05 düzeyinde anlamlıdır

Ftalat konsantrasyonları ve ev özellikleri arasındaki ilişki: Ev ortamında biriken toz, süpürme sıklığından, zeminin özelliğinden, evcil hayvanların varlığından ve yürümekten kolayca etkilendiğinden, kalıp veya mobilya tozlarından daha karmaşıktır (Başaran ve ark., 2020). Bu durum, anket verileriyle önemli korelasyon ölçümleri yapmayı zorlaştırır. Çalışmamızda farklı evlerin özellikleri (örneğin sigara, evlerin temizlenme sıklığı, evde

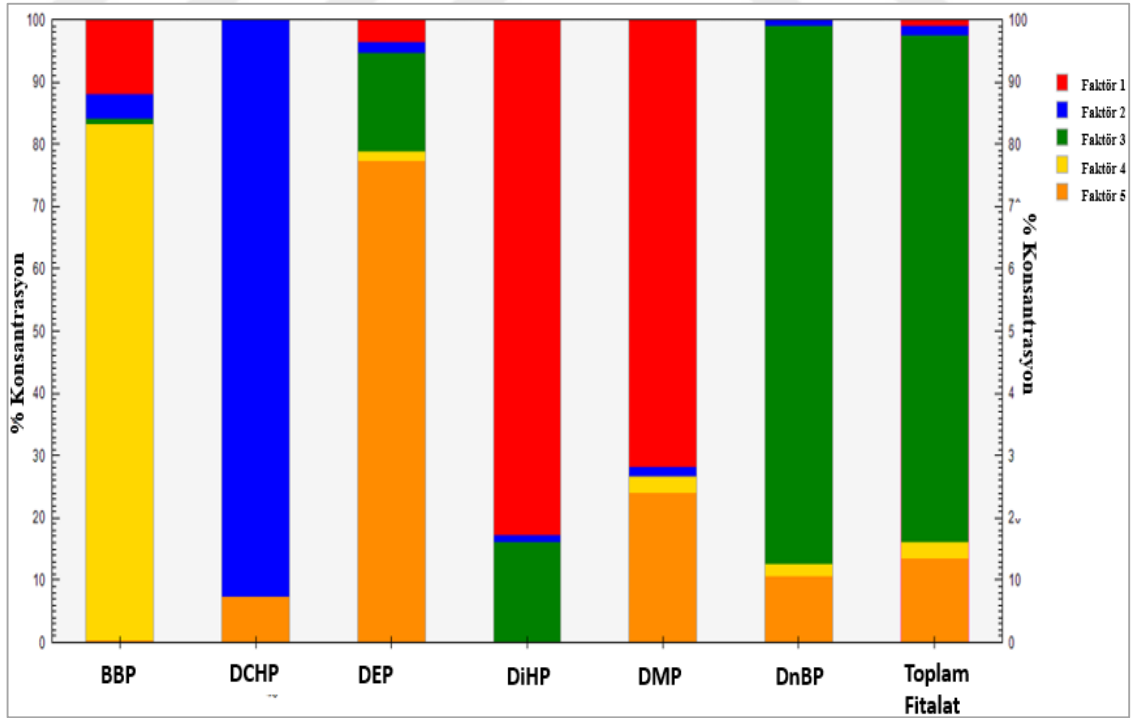
yaşayan kişi sayısı, sıcaklık ve nem) ile ölçülen ftalat esterleri arasında anlamlı bir ilişki bulunamamıştır ($p>0,05$).

Örnekleme yapılan evlerin çoğu ($n=126$) laminat parke zeminlidir (Çizelge 3.2). DnBP, laminat parke kaplı evlerde $18,9-898 \mu\text{g/g}$, BBP $0,176-36,0 \mu\text{g/g}$ ve DEP $1,47-35,8 \mu\text{g/g}$ aralığında ölçülmüştür. Çin'de yapılan bir çalışma, masif ahşap zeminlerde kullanılan zemin cilasının, yerleşik ev tozunda önemli bir BBP, DnOP ve DBP kaynağı olduğunu bildirmiştir (Zhang ve ark., 2013). Bu çalışmada cilalı ahşap parke ($n=8$) zeminli evlerde BBP $0,395-1,42 \mu\text{g/g}$ aralığında ölçülmüştür. Zemin malzemesi ile ftalat konsantrasyonları arasında DEP ($p=0,035$, $p<0,05$) hariç anlamlı ilişki bulunamamıştır. DEP için farkı boydan boya halı kaplaması ($1,05 \mu\text{g/g}$, $p<0,05$) ve fayans ($14,6 \mu\text{g/g}$, $p<0,05$) oluşturmuştur.

Zhang ve ark. (2013), saç ürünleri, vücut losyonları, kokular, cilt temizleyiciler, ojeler ve deodorantlar gibi kişisel bakım ürünlerinin yoğun olarak kullanıldığı evlerde toplanan toz örneklerinde önemli ölçüde daha yüksek miktarlarda DEP tespit etmişlerdir. Ancak bu çalışmada kullanılan anketlerde kozmetik ürünlerin kullanımına ilişkin herhangi bir bilgi istenmemiştir. Ancak anketlerde evde koku giderici deodorant veya oda parfümü kullanımı ve spreylilik ürününü kullanımı hakkında bilgi toplanmıştır. Mann-Whitney U testi sonucunda ftalat düzeyleri ile evde koku giderici deodorant veya oda parfümü kullanımı arasında anlamlı bir ilişki bulunamazken ($p>0,05$); spreylilik ürününü kullanımı ile yalnızca DCHP arasında korelasyon ($p=0,031$, $p<0,05$) bulunmuştur. Evcil hayvan sahibi olan grubun medyan DEP ($5,23 \mu\text{g/g}$, $p=0,040$) ve DnBP ($135 \mu\text{g/g}$, $p=0,008$) konsantrasyon değerleri evcil hayvan sahibi olmayan gruba göre (konsantrasyonlar sırasıyla $4,30 \mu\text{g/g}$ ve $96,0 \mu\text{g/g}$) anlamlı olarak daha yüksek bulunmuştur. Tong (1998), evde bir evcil hayvan olduğunda daha yüksek kirletici konsantrasyon seviyeleri bildirmiştir. Bu kısmen evcil hayvanların genellikle dışarıdan toz getirmesi nedeniyle olabilir. Evcil hayvanlar genellikle yere yakın dururlar ve zamanlarının çoğunu çeşitli kirleticilerle kirlenmiş olabilecek toprak veya tozla oynayarak geçirirler (Tong, 1998). Dolayısıyla bu sonuç, evcil hayvan sahiplerinin evlerinde elde edilen kirletici konsantrasyonunun daha yüksek olmasını açıklayabilir. Diğer potansiyel ftalat kaynakları, anket yoluyla toplanan bilgilerle açıklanamamıştır.

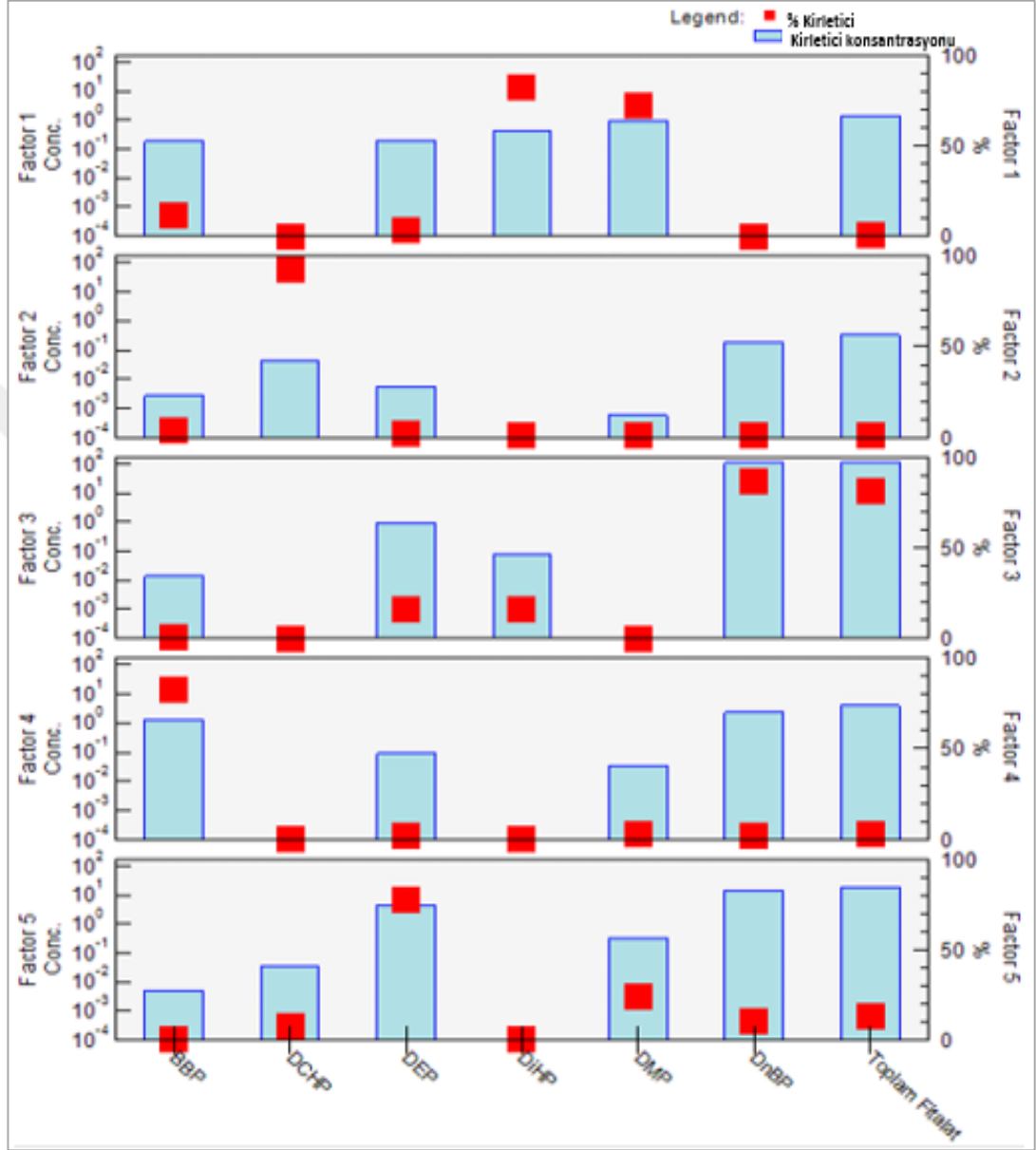
Örnekleme yöntemi, toz partikülünün çapı, ülkede yürürlükte olan yönetmelikler, sıcaklık, nem, hava değişim oranı, iç ortam bakımı, halı örtüsü, mobilya, bina ve dekorasyon malzemesi, iç ortam fitalat seviyelerini etkileyen önemli faktörler arasındadır (Albar ve ark., 2017; Bi ve ark., 2015; Blanchard ve ark., 2014; Kashyap ve Agarwal, 2018). Bu nedenle, aynı ülkede ve aynı mahallede olsa bile yapılan farklı çalışmalarda ölçülen konsantrasyonlar arasında yüksek bir farklılık gözlemlenebilmiştir.

Pozitif Matris Faktörizasyonu (PMF): Bu çalışmada, ev tozundaki fitalat esterlerinin kaynaklarını analiz etmek için PMF 5.0 kullanılarak fitalatlara katkıda bulunan kaynakların sayısını belirlemek için 2 ila 6 aralığında faktör sayıları test edilmiş ve optimal kaynak sayısı beş olarak belirlenmiştir. Faktör sayısına karar verilirken sinyal-gürültü oranı (S/N), Q_{true}/Q_{robust} oranı ($<1,5$) ve önyükleme (BS), yer değiştirme (DISP), ve önyükleme-yer değiştirme (BS DISP) gibi parametreler temel alınarak seçilmiştir (Jaafar ve ark., 2021). Faktör parmak izi grafiği (Şekil 4.3) çeşitli kaynaklardaki fitalat türlerinin dağılımını gösterir ve çeşitli kaynaklardaki fitalat türlerinin katkı yüzdesini sağlar.



Şekil 4.3. İç ortam tozlarında fitalatların farklı faktörlere yüzde katkısı (Faktör parmak izleri)

Faktör profilleri Şekil 4.4’de gösterilmiştir. Faktör 1 tüm verilerin %12,0’unu, faktör 2 %4,0’ini, faktör 3 %0,9’ini, faktör 4 %82,9’ünü ve faktör 5 ise %0,3’ünü açıklamaktadır.



Şekil 4.4. İç ortam tozlarında fitalat faktör profilleri

Fitalatlar çok çeşitli uygulamalarda kullanılmaktadır ve bireysel fitalatların birden fazla kullanımı olabilmektedir. İç ortamlarda fitalat kaynağı olabilecek ürünler; duvar kaplamaları ve yer döşemeleri gibi yapı ürünleri, kozmetik ve kişisel bakım ürünleri, ürün ambalajları, masa örtüleri, duş perdeleri, mobilya döşemeleri, bahçe hortumları, teller ve kablolar gibi plastik içeren ev ürünleri ve deterjan gibi kokulu temizlik ürünleridir

(ATSDR, 1995, 2005). DEHP, DnOP ve BBP gibi yüksek moleküler ağırlıklı ftalatlar, esnekliği, işlenebilirliği ve genel kullanım özelliklerini iyileştirmek için polimer endüstrisinde plastikleştiriciler olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır (Abdel daiem ve ark., 2012; Gong ve ark., 2014; Lanciotti ve ark., 2004). BBP ve DnOP ayrıca duvar kağıtları, vinil döşeme, yapıştırıcılar ve sentetik deri gibi inşaat malzemeleri ve ev mobilyalarında da kullanılmaktadır (Abdel daiem ve ark., 2012; Gong ve ark., 2014). DMP, DnBP ve DEP gibi düşük moleküler ağırlıklara sahip ftalatlar temel olarak kozmetik ve kişisel bakım ürünlerinde kullanılmaktadır. Ayrıca DnBP ve DIBP, kişisel bakım ürünleri ve plastikleştiricilerin uygulamalarında kullanılmaktadır (Lanciotti ve ark., 2004). DEP evlerde kullanılan temizlik ürünlerinde de kullanılmaktadır (Viñas ve ark., 2015). DCHP özel yapıştırıcı formülasyonlarında, selüloz esterlerinde ve epoksi reçinelerinde kullanılır (Lv ve ark., 2019; Schechter ve ark., 2013). DCHP yanı sıra birçok gıda ve ambalaj materyalinde tespit edilmiştir (Fierens ve ark., 2012; Schechter ve ark., 2013). Bu çalışmada sonucunda, Faktör 1’de, evde kullanılan plastiklerde sıklıkla kullanılan DiHP (%82,7) ve DMP (%71,9) baskınken, faktör 2’de, ürün ambalajlarında kullanılabilen DCHP (%92,7), faktör 3’te, kozmetik ve kişisel bakım ürünlerinde kullanılan DnBP (%86,5), faktör 4’te, inşaat malzemeleri ve ev mobilyalarında kullanılan BBP (%82,9) ve faktör 5’te, deterjan gibi kokulu temizlik ürünlerinde kullanılan DEP (%77,3) baskın bulunmuştur.

İç ortam tozu örneklerinde saptanan organik mikrokirleticiler ile ilgili kalite/kontrol bulguları aşağıdaki başlıklar altında özetlenmiştir:

Kontrol (şahit) numuneler: Her 10 numunede bir şahit numune analiz edilmiştir. Şahit numuneler, toz numuneleri ile aynı şekilde hazırlanmış ve analiz edilmiş olup, şahit numunelerin hazırlanmasında sadece örneklerin özütlenmesi için kullanılan çözücülerin bir karışımı kullanılmıştır. Sonuçlar şahit ile düzeltilmemiştir. Analiz edilen şahit numunelerde genel olarak hedef kirleticilere rastlanmamıştır. Şahit numunelerde belirlenen ftalat türleri: BBP, DEP, DnBP’dır. Çalışma kapsamında belirlenen cihaz belirleme limiti ($\mu\text{g/g}$) ve metod belirleme limiti (MDL) ($\mu\text{g/g}$) değerleri Çizelge 4.4’de verilmiştir. Şahit numunelerde mevcut olmayan kongenerler için IDL=MDL olarak kabul edilmiştir.

Çizelge 4.4. İç ortam tozu örneklerinde IDL (µg/g) ve MDL (µg/g) değerleri

Kimyasal	IDL (µg/g)	MDL (µg/g)
BBP	0,001	0,002
DALP	0,007	0,007
DAMP	0,001	0,001
DCHP	0,007	0,007
DEP	0,003	0,018
DHP	0,001	0,001
DiHP	0,001	0,001
DiPP	0,001	0,001
DMP	0,022	0,022
DnBP	0,050	0,050
DPP	0,001	0,001
iBCHP	0,011	0,011

Koyu renkli sayılar için IDL=MDL

Geri kazanım verimi Test Kimyasalları: Geri kazanım kimyasalı olarak çevresel örneklerde yapılan analizlerde rastlanmayan fitalat ve bisfenol türleri olan d4- dimetil fitalat (DMP-d₄), d4- dietil fitalat (DEP-d₄), d4- disikloheksil fitalat (DCHP-d₄), d4- dietilheksil fitalat (DEHP-d₄) ve d16- bisfenol A (BPA-d₁₆) kullanılmış, numunelere (n=144) analiz başlangıcında her birinden 100 ng eklenmiştir. Analiz neticesinde elde edilen geri kazanım verimi oranları (%) Çizelge 4.5’de özetlenmiştir.

Çizelge 4.5. İç ortam tozu örneklerinde geri kazanım verimi oranları (%)

	Minimum	Maksimum	Ortalama	Standart Sapma
DEHP-3,4,5,6-d ₄	66,3	104	86,5	8,50
DCHP-3,4,5,6-d ₄	60,2	105	87,8	9,83
DEP-3,4,5,6-d ₄	63,2	105	87,3	8,42
DMP-3,4,5,6-d ₄	61,3	106	77,5	8,56
BPA-d ₁₆	61,9	101	85,2	8,41

Hedef Kirleticilerin Geri Kazanımının Test Edilmesi: Hedef kirleticilerin uygulanan tüm analiz sonucunda geri kazanım oranları Çizelge 4.6’da özetlenmiştir. Yapılan 6 adet test neticesinde ortalama geri kazanım oranı $89,0 \pm 9,4$ (%77,9-%103) belirlenmiştir.

Çizelge 4.6. İç ortam tozu örneklerinde hedef kirleticilerin geri kazanım verimi oranları (%)

	BBP	DALP	DAMP	DCHP	DEP	DHP	DiHP	DiPP	DMP	DnBP	DPP	iBCHP
Test 1	99,0	114	92,3	74,6	94,6	98,4	102	90,0	75,5	86,6	104	108
Test 2	69,5	80,1	106	111	72,1	65,1	101	86,7	89,1	83,5	85,1	84,0
Test 3	67,9	83,3	86,7	74,2	75,7	75,6	96,8	94,4	82,6	64,3	69,1	111
Test 4	78,0	88,7	114	117	76,1	68,2	112	93,9	71,6	69,9	74,0	89,7
Test 5	89,0	94,0	93,3	113	82,4	92,7	98,4	92,4	68,6	73,7	92,8	107
Test 6	64,7	75,7	99,9	67,3	66,7	71,2	90,2	86,8	93,8	45,6	69,0	104

Tekrarlı analiz sonuçları: Üç evden alınan toz numunelerinin ($n = 3$) üç tekrarlı analizi için relatif standart sapma (% RSD), ortalama $8,2 \pm 4,9$ değerle %1,67 (DEP) ila %17,0 (DMP) arasında değişmiştir.

4.1.2. Organik mikrokirleticilere maruziyet ve risk değerlendirmesi

İç ortam tozundaki fitalatlar, insan vücuduna yutma, soluma ve dermal temas yoluyla girebilir. Bu çalışmada, risk değerlendirmesi çocuklar (1-6 yaş) ve yetişkinler için yapılmıştır. Fitalatlara maruz kalmayı tahmin etmek için kullanılan denklemler ve hesaplamada kullanılan parametreler literatürden ve USEPA'dan elde edilmiştir (USEPA, 2011a). Bu çalışmada rapor edilen maruziyet değerlendirmesi, her evin iç ortamında ölçülen fitalat konsantrasyonlarına ve literatürde bildirilen vücut ağırlıklarına dayanmaktadır.

EK Çizelge 2’de gösterilen parametreleri kullanarak yutma, soluma ve dermal absorpsiyon yoluyla toza maruz kalmayı hesaplamak için son yıllarda yayınlanan birçok çalışma vardır (Albar ve ark., 2017; Bu ve ark., 2016; Fan ve ark., 2018; Luongo ve Östman, 2016; Wang ve ark., 2017b; Zhu ve ark., 2019). Maruziyet ve risk değerlendirme sonuçları bu çalışmalarla karşılaştırılmıştır.

Çocuklar (1-6 yaş arası) ve yetişkinler için iç ortam tozlarında belirlenen on iki ftalatın farklı maruziyet yolları (solunma, yutma ve dermal temas) için tahmini günlük alım (EDI) miktarları Çizelge 4.7’de gösterilmektedir. Sonuçlar, iç ortam tozlarından ftalatların toplam alımının ($\Sigma EDI (EDI_{yut} + EDI_{sol} + EDI_{der})$) çocuklar için $5,90 \times 10^{-4} \mu g/g/gün$ ve yetişkinler için sırasıyla $9,72 \times 10^{-5} \mu g/g/gün$ olduğunu göstermiştir. Bu durum çocukların ftalat alımına yetişkinlerden daha duyarlı olduğunu göstermektedir. Çocukların iç ortam tozlarının yutulması, solunması ve deri yoluyla alınması yoluyla EDI’ları yetişkinlerinkinden sırasıyla 6,07, 2,15 ve 5,12 kat daha yüksektir. Çocuklar ve yetişkinler için tozların yutulması ile ftalat alımı, tozların solunması ve dermal teması yoluyla olanlardan daha yüksektir. Bu sebeple tozların yutulması, insanların iç ortam tozlarıyla ftalatlara maruz kalmasının ana yolu olarak belirlenmiştir. Tozların yutulması, çocuklarda el-ağız teması, yerde emekleme, kirli ellerle temas ve yere düşen nesneleri ağzına alma gibi davranışlar nedeniyle baskın bir toza maruz kalma yoludur (Raffy ve ark., 2017; USEPA, 2011a). Benzer sonuçlar başka çalışmalarda da bildirilmiştir (Wang ve ark., 2018a; Zhu ve ark., 2019). Bu çalışmada gerçekleştirilen maruziyet hesaplarının literatürdeki diğer toz örnekleri ile hesaplanan maruziyet durumları ile karşılaştırılması, çocuklar ve yetişkinler için Çizelge 4.8’de sunulmaktadır.

Diğer ülkelerde, tozdaki üç ftalatın (DnBP, DEP ve BBP toplamı) toplam alımı Almanya’da yetişkinler ve çocuklar için sırasıyla $2,4 \times 10^{-5}$ ve $1,44 \times 10^{-3} \mu g/g/gün$ olarak rapor edilirken, bizim çalışmamızla bu değer yetişkinlerde ($9,62 \times 10^{-5}$) benzerlik gösterirken çocuklarda ($5,84 \times 10^{-4}$) daha düşük bulunmuştur (Fromme ve ark., 2004). Kuveyt’te toz solunmasından kaynaklanan nispeten daha yüksek DnBP için EDI’lar rapor edilmiştir ve çocuklar ve yetişkinler için sırasıyla $1,36 \times 10^{-4}$ ve $1,83 \times 10^{-5} \mu g/g/gün$ olarak belirlenmiştir (Gevao ve ark., 2013). Sonuç olarak yetişkinlerle karşılaştırıldığında, dünyadaki çocuklar nispeten toz yutulması yoluyla daha yüksek maruz kalma dozlarına sahiptir.

İç ortam tozlarında bireysel ftalatlara maruz kalmanın göstergesi olan kanserojenik olmayan risklerin tehlike indeksi (HI) çocuklar ve yetişkinler için azalan sırada DnBP > BBP > DEP > DMP olarak saptanmıştır. Çocuklar ve yetişkinler için iç ortam tozunda saptanan tüm ftalatların HI değerleri kabul edilebilir düzeydedir ($HI < 1$) (USEPA, 2001).

Bu bulgu, iç ortam tozu yoluyla bu fitalatlara maruz kalmanın çocuklar ve yetişkinler için kanserojenik olmayan risk bulundurmadığını göstermektedir. Ayrıca, çocuklarda fitalat maruziyeti için kanserojenik olmayan risk yetişkinlere göre daha büyüktür ve çocuklar için HI yetişkinlerden 6,07 kat daha fazladır.

Çizelge 4.7. Çalışılan iç ortam tozundaki fitalatlardan kaynaklanan kanserojenik ve kanserojenik olmayan risk

		BBP	DAMP	DCHP	DEP	DiHP	DMP	DnBP	ΣFitalat
EDI_{ing}	Çocuk	6,63x10 ⁻⁶	7,03x10 ⁻⁷	2,62x10 ⁻⁶	2,45x10 ⁻⁵	2,74x10 ⁻⁶	7,15x10 ⁻⁶	5,50x10 ⁻⁴	5,87x10 ⁻⁴
	Yetişkin	1,09x10 ⁻⁶	1,16x10 ⁻⁷	4,31x10 ⁻⁷	4,04x10 ⁻⁶	4,52x10 ⁻⁷	1,18x10 ⁻⁶	9,05x10 ⁻⁵	9,66x10 ⁻⁵
EDI_{inh}	Çocuk	5,42x10 ⁻¹⁰	5,74x10 ⁻¹¹	2,14x10 ⁻¹⁰	2,00x10 ⁻⁹	2,24x10 ⁻¹⁰	5,84x10 ⁻¹⁰	4,49x10 ⁻⁸	4,79x10 ⁻⁸
	Yetişkin	2,52x10 ⁻¹⁰	2,67x10 ⁻¹¹	9,95x10 ⁻¹¹	9,32x10 ⁻¹⁰	1,04x10 ⁻¹⁰	2,72x10 ⁻¹⁰	2,09x10 ⁻⁸	2,23x10 ⁻⁸
EDI_{der}	Çocuk	3,13x10 ⁻⁸	3,32x10 ⁻⁹	1,24x10 ⁻⁸	1,16x10 ⁻⁷	1,30x10 ⁻⁸	3,38x10 ⁻⁸	2,60x10 ⁻⁶	2,77x10 ⁻⁶
	Yetişkin	6,11x10 ⁻⁹	6,48x10 ⁻¹⁰	2,41x10 ⁻⁹	2,26x10 ⁻⁸	2,53x10 ⁻⁹	6,59x10 ⁻⁹	5,07x10 ⁻⁷	5,41x10 ⁻⁷
HQ_{ing}	Çocuk	3,31x10 ⁻⁵	nc	nc	3,06x10 ⁻⁵	nc	7,15x10 ⁻⁷	5,50x10 ⁻³	nc
	Yetişkin	5,46x10 ⁻⁶	nc	nc	5,04x10 ⁻⁶	nc	1,18x10 ⁻⁷	9,05x10 ⁻⁴	nc
HQ_{inh}	Çocuk	2,71x10 ⁻⁹	nc	nc	2,50x10 ⁻⁹	nc	5,84x10 ⁻¹¹	4,49x10 ⁻⁷	nc
	Yetişkin	1,26x10 ⁻⁹	nc	nc	1,16x10 ⁻⁹	nc	2,72x10 ⁻¹¹	2,09x10 ⁻⁷	nc
HQ_{der}	Çocuk	1,57x10 ⁻⁷	nc	nc	1,45x10 ⁻⁷	nc	3,38x10 ⁻⁹	2,60x10 ⁻⁵	nc
	Yetişkin	3,06x10 ⁻⁸	nc	nc	2,82x10 ⁻⁸	nc	6,59x10 ⁻¹⁰	5,07x10 ⁻⁶	nc
HI	Çocuk	3,33x10 ⁻⁵	nc	nc	3,08x10 ⁻⁵	nc	7,18x10 ⁻⁷	5,52x10 ⁻³	nc
	Yetişkin	5,49x10 ⁻⁶	nc	nc	5,07x10 ⁻⁶	nc	1,18x10 ⁻⁷	9,11x10 ⁻⁴	nc
LADD	Çocuk	1,11x10 ⁻⁵	1,17x10 ⁻⁶	4,37x10 ⁻⁶	4,09x10 ⁻⁵	4,58x10 ⁻⁶	1,19x10 ⁻⁵	9,17x10 ⁻⁴	1,05x10 ⁻³
	Yetişkin	9,47x10 ⁻⁷	1,00x10 ⁻⁷	3,74x10 ⁻⁷	3,50x10 ⁻⁶	3,92x10 ⁻⁷	1,02x10 ⁻⁶	7,86x10 ⁻⁵	8,98x10 ⁻⁵
CR	Çocuk	5,82x10 ⁻³	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
	Yetişkin	4,99x10 ⁻⁴	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc

nc: hesaplanamadı (Literatürde RfD ve SLF değerleri mevcut olmadığından)

Üç farklı maruz kalma yoluyla yetişkinler için iç ortam tozlarında BBP'nin kanserojenik riski $4,99 \times 10^{-4}$ 'dür. Çocuklar için kanserojenik risk (BBP; $5,82 \times 10^{-3}$) yetişkinlerden 11,7 kat daha yüksek bulunmuştur. Bu sonuçlar, çocuklar için iç ortam tozlarında BBP'ye insan maruziyetinin kanserojenik riskinin nispeten düşük veya ihmal edilebilir olduğunu gösteren eşik değerin (10^{-4} - 10^{-6}) üzerindedir (USEPA, 2001). Çocukların vücut ağırlığının düşük olması, detoksifikasyon mekanizmalarının gelişmemiş olması, hayati organ sistemlerinde gelişme/farklılaşma ve hızlı organ büyümesi gibi fizyolojik

nedenlerin yanı sıra, iç ortamlarda daha uzun süre kalmaları ve halı veya yerde uzun süre kalmak ve ellerini veya başka nesneleri ağızlarına götürmek gibi davranışsal özellikleri nedeniyle özellikle yutma yoluyla iç ortamlarda daha fazla risk altında olması kanser riskini artırabilir (Başaran ve ark., 2020).

Çizelge 4.8. İç ortam tozlarında ftalatlar için literatürdeki çalışmalarda çocuk ve yetişkinler için bildirilen günlük alım miktarı (EDI) değerleri ($\mu\text{g/g/gün}$)^a

Ülke		DMP	DEP	DnBP	BBP	Referans
Türkiye	çocuk	$7,18 \times 10^{-6}$	$2,46 \times 10^{-5}$	$5,53 \times 10^{-4}$	$6,66 \times 10^{-6}$	(Bu çalışma)
	yetişkin	$1,19 \times 10^{-6}$	$4,06 \times 10^{-6}$	$9,10 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-6}$	
Türkiye	çocuk	$3,00 \times 10^{-6}$	$4,00 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$6,00 \times 10^{-5}$	(Başaran ve ark., 2020)
	yetişkin	$1,00 \times 10^{-6}$	$6,00 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-5}$	$5,00 \times 10^{-6}$	
Almanya	çocuk	-	$3,50 \times 10^{-4}$	$4,30 \times 10^{-4}$	$6,60 \times 10^{-4}$	(Fromme ve ark., 2004) ^b
	yetişkin	-	0,00	$8,00 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-5}$	
Çin	çocuk	-	-	$1,11 \times 10^{-3}$	-	(Wang ve ark., 2014) ^{c,d}
	yetişkin	-	-	$4,90 \times 10^{-4}$	-	
Kuveyt	çocuk	$1,00 \times 10^{-6}$	$4,60 \times 10^{-5}$	$2,60 \times 10^{-5}$	$1,40 \times 10^{-5}$	(Albar ve ark., 2017)
	yetişkin	$<1,00 \times 10^{-6}$	$2,00 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-6}$	
Suudi Arabistan	çocuk	$1,00 \times 10^{-6}$	$2,30 \times 10^{-5}$	$5,45 \times 10^{-4}$	$1,30 \times 10^{-5}$	
	yetişkin	$<1,00 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-6}$	$2,30 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-6}$	
İsveç	çocuk	-	-	$4,20 \times 10^{-4}$	-	(Luongo ve Östman, 2016) ^b
	yetişkin	-	$3,00 \times 10^{-6}$	$2,00 \times 10^{-5}$	$3,00 \times 10^{-6}$	
Çin	çocuk	-	$5,80 \times 10^{-5}$	$4,20 \times 10^{-4}$	$6,60 \times 10^{-4}$	(Wang ve ark., 2013) ^e
	yetişkin	-	-	$2,00 \times 10^{-5}$	-	
Çin	çocuk	-	-	$1,11 \times 10^{-3}$	-	(Wang ve ark., 2017b)
	yetişkin	-	-	$4,90 \times 10^{-4}$	-	

^a Aksi belirtilmedikçe tüm değerler medyandır; ^b Yalnızca tozların yutulması ile maruziyet; ^c Tozların solunması, yutulması ve dermal temas yoluyla maruziyet; ^d Aritmetik ortalamalar; ^e Tozların yutulması ve dermal temas yollarıyla maruziyet; - bildirilmemiştir

Bu çalışmada astımlı çocukların yaşadığı evlerden 72 örnek toplanmıştır. Bu nedenle, iç ortam kalitesinin özellikle çocuklarda solunum ve kardiyopulmoner patolojiler ve astım gibi zararlı sağlık etkileri oluşturabileceği bilindiğinden, fitalat seviyeleri ile astımlı sendromların varlığı arasındaki olası bir ilişki de araştırılmıştır (Odebeatu ve ark., 2019; Tsai ve ark., 2012). DMP yalnızca astımlı çocukların bulunduğu evlerde gözlemlenirken DiHP ise çoğunlukla astımlı olmayan çocukların evlerinde saptanmıştır.

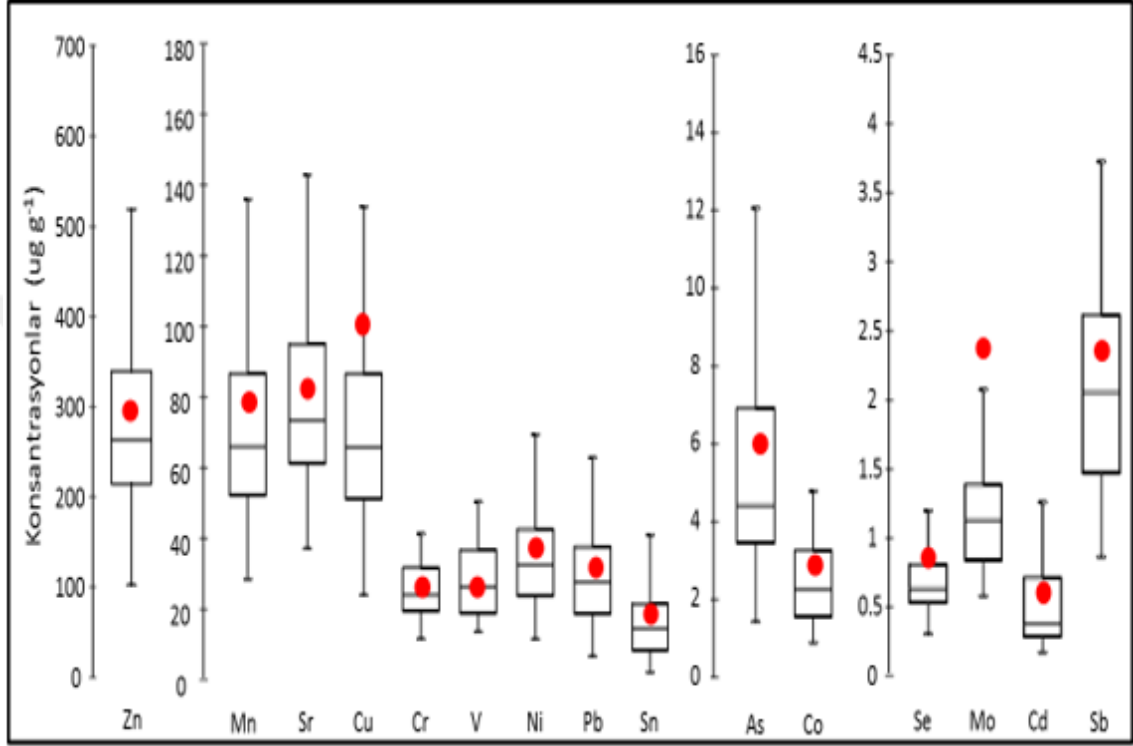
Daha önce belirtildiği gibi, sadece iki grubun varlığında, mevcut çalışmada medyanları karşılaştırmak için iki örnekli t testinin parametrik olmayan eşdeğeri olan Mann-Whitney testi kullanılmıştır. Yalnızca BBP ($p=0,015$, $p<0,05$) ve DnBP ($p=0,001$, $p<0,05$) ile astımlı çocuk bulunması arasında korelasyon bulunmuştur. Astımlı çocuk bulunan evlerde tespit edilen fitalatların medyan değerleri ile astımlı çocuk olmayan evlerde tespit edilen konsantrasyon değerlerinin karşılaştırılması için kullanılan parametrik olmayan Mann-Whitney testi aşağıdaki sonuçları göstermiştir: $BBP_{astımlı}$ ($0,595 \mu g/g$) $< BBP_{astımlıolmayan}$ ($0,861 \mu g/g$); $DnBP_{astımlı}$ ($84,9 \mu g/g$) $< DnBP_{astımlıolmayan}$ ($130 \mu g/g$). Yakın zamanda yapılan araştırmalar, fitalat konsantrasyonlarının astım ile önemli ölçüde ilişkili olduğunu bildirmektedir (Bamai ve ark., 2014; Li ve ark., 2017; Zhou ve ark., 2020b). Ancak, örneklerin boyutu, sonuçları tüm topluma genellemek için çok küçüktür.

4.1.3. İnorganik mikrokirleticilerin (ağır metal) mevcudiyeti

Ağır metal konsantrasyon seviyeleri: Ankara'da ev tozlarında tespit edilen ağır metallerin ortalama ve medyan konsantrasyonları Şekil 4.5'de gösterilirken metal konsantrasyonlarının tanımlayıcı istatistikleri EK Çizelge 5'te verilmiştir. Zn, $264 \pm 159 \mu g/g$ ile en yüksek medyan konsantrasyonu gösterirken, en düşük konsantrasyon Cd ($0,400 \pm 0,600 \mu g/g$) için ölçülmüştür.

Metallerin medyan konsantrasyonları Zn ($264 \pm 159 \mu g/g$) $>$ Cu ($65,8 \pm 183 \mu g/g$) $>$ Sr ($73,4 \pm 37,5 \mu g/g$) $>$ Mn ($65,9 \pm 48,3 \mu g/g$) $>$ Ni ($32,3 \pm 40,7 \mu g/g$) $>$ Pb ($27,5 \pm 22,8 \mu g/g$) $>$ V ($26,4 \pm 9,60 \mu g/g$) $>$ Cr ($23,8 \pm 15,0 \mu g/g$) $>$ Sn ($14,3 \pm 16,3 \mu g/g$) $>$ As ($4,40 \pm 4,20 \mu g/g$) $>$ Co ($2,30 \pm 2,50 \mu g/g$) $>$ Sb ($2,10 \pm 1,70 \mu g/g$) $>$ Mo ($1,10 \pm 10,5 \mu g/g$) $>$ Se ($0,600 \pm 1,40 \mu g/g$) $>$ Cd ($0,400 \pm 0,600 \mu g/g$) şeklinde bulunmuştur (Şekil 4.5).

Şekil 4.5’de kutunun üst ve alt uçları, veri setinin sırasıyla 75. ve 25. yüzdelik dilimlerini temsil eder. Kutunun her iki ucundaki uzantılar (“bıyık”) maksimum ve minimum değerleri gösterir. Kırmızı nokta ortalama konsantrasyonları temsil ederken medyan konsantrasyonlar kutulardaki yatay çizgi ile gösterilir.



Şekil 4.5. Analiz edilen iç ortam tozu örneklerinde tespit edilen ağır metal konsantrasyonları (µg/g)

Çeşitli toz numunelerinde bulunan özellikle Zn, Cu, Mn, Ni, Pb, Sn, Mo gibi ağır metallerin konsantrasyonlarında ki önemli değişiklik, Şekil 4.5'deki standart sapmalardan çıkarılabilir.

Cu, Zn ve Pb gibi belirli ağır metallerin endüstriyel kaynaklardan kaynaklanabildiği bildirilmektedir (Yongming ve ark., 2006). Ancak, bildiğimiz kadarıyla, bu evlerin yakınında bilinen endüstriyel kaynaklar bulunmamakla birlikte, mevcut araştırmada incelenen evlerin çoğu (%72) ana caddelere yakın (≤ 50 m) yer almaktadır (Çizelge 3.1). Öte yandan Zn (Kelepertzis ve ark., 2019), Cu (Al-Madanat ve ark., 2017; Darus ve ark.,

2012), Mn (Iwegbue ve ark., 2017), Ni (Dehghani ve ark., 2017) ve Pb'nin (Nawazish ve ark., 2017) esas olarak araç emisyonundan salındığı bilinmektedir.

Mevcut araştırmada, ana caddeye yakınlığına göre kategorize edilen evlerin tozundaki ağır metallerin medyan değerlerindeki istatistiksel farklılıklar araştırılmıştır. Çalışılan elementlerin medyan değerleri Pb dışında istatistiksel olarak farklı değildir ($p>0,05$). Her ne kadar korelasyon zayıf olsa da ($p=0,049$) bu istatistiksel olarak anlamlı olan sonuç, trafik emisyonu ile ilgili bir kirletici olan Pb'nin iç ortamlara salınmasında evlerin ana caddelere yakınlığının önemli olduğunu göstermektedir.

Bu çalışmada ölçülen ağır metallerin medyan konsantrasyonları, Çizelge 4.9'da dünyanın diğer yerlerinde bulunanlarla karşılaştırılmıştır. Literatürde yapılan çalışmalarda, Zn, Cu, Sr, Mn, Ni, Pb, V, Sn ve As konsantrasyonları sırasıyla 395 ile 832 $\mu\text{g/g}$, 72,5 ile 190 $\mu\text{g/g}$, 57,0 ile 170 $\mu\text{g/g}$, 78,8 ile 241 $\mu\text{g/g}$, 31,6 ile 263 $\mu\text{g/g}$, 28,0 ile 209 $\mu\text{g/g}$, 12,0 ile 40,7 $\mu\text{g/g}$, 6,02 ile 65,0 $\mu\text{g/g}$ ve 1,57 ile 27,0 $\mu\text{g/g}$ aralığındadır (Çizelge 4.9).

Çalışmamızda ölçülen seviyelerin literatürde bildirilen aralıklar içinde, çoğunlukla aralığın sonuna yakın olduğu bulunmuştur. Wang ve ark. (2003), dizel araç egzozlarından Cr, Cu, Co, Mn, Mo, Pb, Ni, Sb, Sr, V ve Zn konsantrasyonlarının yayıldığını bildirmiştir. Ayrıca Zn, Mn, As, Cr, Cu metalleri de endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanabilmektedir (Marcazzan ve ark., 2001; Nriagu ve Davidson, 1986).

Literatürde Cr, Co ve Cd'nin medyan konsantrasyonları sırasıyla 29,9 ile 152 $\mu\text{g/g}$, 5,00 ile 30,2 $\mu\text{g/g}$ ve 1,00 ile 5,00 $\mu\text{g/g}$ aralığında değişmektedir (Çizelge 4.9). Bu çalışmada Zn, Cu, Mn, Pb, Cr, Co ve Cd medyan konsantrasyonları literatürde bildirilen değerlerden düşük bulunmuştur (Çizelge 4.9). Zn, Cu, Mn, Ni, Pb, Cr, Co ve Cd konsantrasyonları Türkiye'nin diğer bölgelerinde ev tozu için bildirilen seviyelerden daha düşüktür (Çizelge 4.9) (Babaei ve ark., 2015; Kurt-Karakus, 2012; Zararsız ve Öztürk, 2020).

Çizelge 4.9. İç ortam tozundaki ağır metal konsantrasyonları ve literatürdeki çalışmalarla karşılaştırılması (µg/g)

Ülke	Şehir	Zn	Cu	Sr	Mn	Ni	Pb	V	Cr	Sn	As	Co	Sb	Mo	Se	Cd	Referans
Türkiye	Ankara ^a	263	65,7	73,3	65,9	32,3	27,5	26,4	23,8	14,3	4,41	2,25	2,06	1,10	0,604	0,348	(Bu çalışma)
Türkiye	Ankara ^a	440	72,5	nd	78,8	31,6	69,2	40,7	29,9	6,02	1,57	nd	0,140	nd	nd	2,05	(Babaei ve ark., 2015)
Türkiye	Bolu ^a	551	94,0	170	241	63,0	41,0	nd	152	65,0	27,0	30,2	nd	nd	nd	nd	(Zararsız ve Öztürk, 2020)
Türkiye	İstanbul ^a	832	156	nd	156	263	28,0	nd	55,0	nd	nd	5,00	nd	nd	nd	1,00	(Kurt-Karakus, 2012)
Avustralya	Wels ^a	395	190	57,0	234	49,0	29,0	12,0	31,0	nd	nd	9,00	nd	nd	nd	nd	(Lanzerstorfer, 2017)
İran	Buşehr ^a	567	186	nd	nd	57,0	209	nd	143	nd	nd	nd	nd	nd	nd	5,00	(Hashemi ve ark., 2020)
Türk-TKY ^b		23464	3129	nc	nc	1564	400	548	235	46929	0,400	23,0	nc	391	391	70,0	(Resmi-Gazete, 2010)
USEPA-SCS ^c		23000	nc	nc	nc	1600	400	nc	100000*	nc	22	3100	nc	nc	nc	37	(Provoost ve ark., 2006)
CCME-SQG ^d		200	63	nc	nc	50	140	130	64	nc	12	nc	nc	nc	nc	10	(CCME, 2014)

^aMedyan Konsantrasyonlar; ^b Türkiye Toprak Kalitesi Yönetmeliği (Türk-TKY)'nde yutma ve dermal temas yolları için verilen limit değerler; ^cUSEPA-SCS: Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı Toprak Temizleme Standardı; ^dCCME-SQG: Kanada Çevre Bakanlığı Konseyi Parklar ve Yerleşim Alanları için Toprak Kalitesi Yönetmeliği; *Chromium III, nd: tespit edilemedi; nc: bildirilmemiştir

Babaei ve ark. (2015) Ankara'da 2015 yılında bir çalışma yürütmüşler ve Zn, Cu, Mn, Pb, V, Cr ve Cd seviyeleri yaklaşık olarak mevcut çalışmada tespit edilenlerden sırasıyla 1,67, 1,10, 1,19, 2,51, 1,54, 1,26 ve 5,89 kat daha yüksek bulunmuştur. Böyle bir fark, şehirdeki nüfus artışına bağlı olarak artan araç sayısından kaynaklanabilir. Bu çalışmada medyan Ni konsantrasyonları (32,3 µg/g), Ankara'da yapılan çalışmada bildirilenlerden (31,6 µg/g) daha yüksek bulunmuştur (Babaei ve ark., 2015; Zararsız ve Öztürk, 2020), ancak İstanbul'da yapılan bir çalışmada bildirilen düzeylerden (263 µg/g) daha düşük bulunmuştur (Kurt-Karakus, 2012). Bunun nedeni, bir megakent olan İstanbul'un daha çok iç içe yerleşim ve sanayi alanları içermesi olabilir.

Mevcut çalışmada Sr ve V konsantrasyonları, Wels'te (Avusturya) ev tozunda bildirilenlere kıyasla sırasıyla 1,28 ve 2,20 kat daha yüksektir (Lanzerstorfer, 2017). Wels çalışmasının bu çalışmadan daha düşük seviyeleri, Wels içinde veya yakınında ağır metal emisyonları olan büyük ölçekli bir endüstrinin olmamasıyla ilişkilendirilebilir (Lanzerstorfer, 2017). Mevcut çalışmada Çankaya ve Yenimahalle ilçelerinde V ve Sr değerleri diğer ilçelere göre daha yüksek olarak ölçülmüştür. Çankaya ve Yenimahalle ilçelerinde örneklenen evler ana caddeye ve sanayi bölgelerine yakındır. Ayrıca en yüksek Pb (6,60–135 µg/g), Cr (12,5–130 µg/g), Sn (3,95–81,7 µg/g), Mn (46,3–399 µg/g), Ni (16,6–386 µg/g), Cu (32,4–1463 µg/g) ve As (1,77–22,6 µg/g) konsantrasyonları Çankaya ilçesinde elde edilmiştir. Çankaya, Ankara'nın en kalabalık ilçesidir ve yoğun bir trafik yüküne sahiptir. Se (0,450–12,3 µg/g), Mo (0,570–97,9 µg/g) ve Sb (1,38–11,5 µg/g) en yüksek oranda trafik ve endüstriler tarafından etkilenen Yenimahalle ilçesinden alınan örneklerde mevcuttur. Mamak semtinde toz örneklerinin toplandığı evler de ana caddeye yakındır ve daha yüksek Zn (102–1395 µg/g), Cd (0,140–4,38 µg/g) ve Pb (8,34–62,8 µg/g) seviyeleri göstermiştir. Mevcut çalışmada bulunandan çok daha yüksek iç mekan ağır metal seviyeleri (Zn, Cu, Ni, Pb, Cr ve Cd) Hashemi ve ark. (2020) tarafından, Bushehr (Böhlandt ve ark.) için bildirilmiştir ve araştırmacılar bunun endüstriyel yük, ekonomik büyüme nedeniyle artan araç sayısı ve şehir merkezindeki çok sayıda şantiye ile ilişkilendirilebileceğini belirtmişlerdir.

Bildiğimiz kadarıyla, Türkiye'de veya dünyanın başka bir yerinde ağır metaller için herhangi bir toz kılavuzu bulunmamaktadır. Bu nedenle, tozdaki ağır metal konsantrasyonu toprak yönergeleri ile karşılaştırılmıştır. Türkiye Toprak Kalitesi

Yönetmeliği (Türk-TKY) (Resmi-Gazete, 2010), Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı Toprak Temizleme Standardı (USEPA-SCS) (Provoost ve ark., 2006) ve Kanada Çevre Bakanlar Konseyi Parklar ve Yerleşim Alanları için Toprak Kalitesi Yönetmeliği (CCME-SQG) (CCME, 2014) mevcut çalışmada karşılaştırma amacıyla kullanılmıştır (Çizelge 4.9).

Metal konsantrasyonları ve ev özellikleri arasındaki ilişki: Toz numunelerinde ölçülen ağır metal konsantrasyonları, evcil hayvan sahibi olma, klima kullanımı, ana caddeye yakınlık, evde yaşayan kişi sayısı, bina yaşı, duvar boya rengi ve evde sigara içilmesi gibi çeşitli faktörlere bağlı olarak önemli farklılıklar göstermiştir (Kruskal Wallis ve Mann-Whitney U testi, $p < 0,05$). Muhtemel ev ve ikamet özelliklerinden etkilenen ağır metal konsantrasyonlarının kutu ve bıyık grafik (Box-whisker) çizimleri EK Şekil 5-EK Şekil 12’de gösterilmektedir.

EK Şekil 5, klimalı ve klimasız evlerden alınan toz örneklerinde ölçülen ağır metal seviyelerini göstermektedir. Klima kullanımı ile ağır metal düzeyleri (Sb hariç) arasındaki ilişki istatistiksel olarak anlamlı değildir ($p > 0,05$). Klimalı grupta ($4,94 \mu\text{g/g}$) sadece medyan Sb ($p=0,013$) konsantrasyon değeri klimasız gruba ($2,01 \mu\text{g/g}$) göre biraz daha yüksek bulunmuştur (EK Şekil 5). Literatürde Sb ile klima varlığı arasında ilişki olduğunu gösteren bir çalışma bulunmamaktadır. Al-Harbi ve ark. (2021), ev klimalarının hava filtrelerinden toplanan tozda Fe, Al, Zn ve Mn seviyeleri daha yüksek olduğu halde As ve Co'nun nispeten düşük konsantrasyonda olduğunu bulmuştur.

Ana caddeye yakın evlerden alınan toz örneklerinde ($29,3 \mu\text{g/g}$) medyan Pb ($p < 0,05$), konsantrasyon değeri diğer gruba ($22,9 \mu\text{g/g}$) göre anlamlı derecede yüksek bulunmuştur (EK Şekil 6). İç ortam tozundaki Pb kaynakları, kurşun bazlı boyalardan otomobille ilişkili kurşunlu yakıtların birikimine kadar değişir (Doyi ve ark., 2019). Pb, mevcut çalışmanın bulgularıyla örtüşen araç trafiği kirliliği göstergelerinden biri olarak kabul edilmektedir (Iodice ve ark., 2016; Lin ve ark., 2005; Singh ve ark., 2002). Yap ve ark. (2011) ayrıca ana caddeye yakınlık ile Cd ve Zn ile birlikte Pb konsantrasyonu arasında önemli bir ilişki olduğunu bildirmiştir.

Evcil hayvan sahibi olan grubun medyan Ni (37,2 µg/g, $p < 0,05$), Se (0,740 µg/g, $p < 0,05$) ve Mo (1,29 µg/g, $p < 0,05$) konsantrasyon değerleri evcil hayvan sahibi olmayan gruba göre anlamlı olarak daha yüksek bulundu (konsantrasyonlar sırasıyla 30,0 µg/g, 0,590 µg/g and 1,03 µg/g) (EK Şekil 7). Berny ve ark. (1994), çocuklarda Pb seviyeleri ile evcil hayvanların varlığı arasında önemli bir ilişki olduğunu bildirmiştir. Tong (1998), evde bir evcil hayvan olduğunda daha yüksek Pb ve Cu konsantrasyon seviyeleri bildirmiştir. Bu kısmen evcil hayvanların genellikle dışarıdan toz getirmesi nedeniyle olabilir. Evcil hayvanlar genellikle yere yakın dururlar ve zamanlarının çoğunu ağır metallere kirlenmiş olabilecek toprak veya tozla oynayarak geçirirler (Tong, 1998). Dolayısıyla bu sonuç, evcil hayvan sahiplerinin evlerinde elde edilen metal konsantrasyonunun daha yüksek olmasını açıklayabilir.

Farklı duvar boya renklerinde ağır metal konsantrasyonları EK Şekil 8'de görülmektedir. Evlerin ağır metal seviyeleri ile duvar boyası rengi arasında anlamlı bir ilişki bulunamamıştır (Kruskal Wallis testi ($p > 0,05$)). Ancak sarı boya ile Cd, Cu, Pb ve Zn seviyeleri; mor boya ve Zn ve Pb seviyeleri; yeşil boya ve Cu seviyeleri arasında pozitif bir ilişki olduğunu gösteren çalışmalar mevcuttur (Chattopadhyay ve ark., 2003; Tong ve Lam, 2000). Ancak mevcut çalışma, toz numunelerindeki ağır metal seviyeleri ve duvar rengi arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki ortaya koymamıştır.

Literatürde sigara kullanımı ile ağır metaller (Pb ve Zn) arasında anlamlı bir ilişki bildirilmiştir (Cheng ve ark., 2018). Zhou ve ark. (2020a) sigara içenlerin odalarından alınan toz örneklerinde sigara içilmeyen odalardan alınanlara göre daha yüksek Cd seviyeleri bildirmiştir. Ancak mevcut çalışma, ağır metal seviyeleri ile sigara içme alışkanlığı arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki göstermemiştir (Mann-Whitney U testi ($p > 0,05$)) (EK Şekil 9).

Evde yaşayan kişi sayısının ağır metal seviyelerini etkileyip etkilemediğini incelemek için Kruskal-Wallis testi uygulanmıştır. Sr ($p=0,022$) dışındaki tüm metal konsantrasyonları için anlamlı bir ilişki bulunmamıştır ($p > 0,05$) (EK Şekil 10). Sr için farkın kaynağını bulmak amacıyla Mann-Whitney U testi yapılmıştır. Tüm etkiler için anlamlılık düzeyi Bonferroni düzeltmesi uygulanarak $0,05/5=0,01$ olarak kabul edilmiştir. Sr için fark yaratan gruplar, üç kişinin yaşadığı (105 µg/g, $p < 0,05$) ve dört

kişinin yaşadığı (69,2 µg/g, $p < 0,05$) evler olarak belirlenmiştir. Zhou ve ark. (2020a), evde yaşayan kişi sayısı ile Cr, Cd, Ni, Mn, Sb, V, Pb ve Zn arasında negatif bir ilişki bulmuş ve insanların kirleticiler için bir lavabo görevi gördüğünü belirtmiştir. Ancak mevcut çalışmada böyle bir ilişki gözlemlenmemiştir.

Ni ve Cd seviyeleri ile bina yaşı arasında istatistiksel olarak anlamlı ilişkiler bulunmuştur ($p < 0,05$) (EK Şekil 11). Bu eser elementler için farklılığa neden olan grupları bulmak için Mann-Whitney U testleri yapılmıştır. Bonferroni düzeltmesi uygulanarak tüm etkiler için anlamlılık düzeyi $0,05/4 = 0,0125$ olarak kabul edilmiştir. Ni için farkı yaratan gruplar 20 yaşından büyük binalar (43,3 µg/g, $p < 0,05$) ve 5 yaşından küçük binalar (28,3 µg/g, $p < 0,05$) olarak belirlenmiştir. Cd için fark yaratan gruplar 1-5 yıl (0,280 µg/g, $p < 0,05$) ve 6-10 yıl (0,585 µg/g, $p < 0,05$) bina yaşları olarak belirlenmiştir. Rasmussen ve ark. (2013) eski evlerde daha fazla toz olduğu için bina yaşıyla birlikte Cr, Cu, Ni ve As için ağır metal yükünde önemli bir artış olduğunu bildirmiş ve ev yaşıyla birlikte Pb, Cd ve Zn konsantrasyonlarının arttığını belirlemiştir. Konsantrasyondaki artışın nedeninin sadece metal kaynağının varlığı değil aynı zamanda evin yaşı nedeniyle artan tozluluk olduğu sonucuna varılmıştır (Rasmussen ve ark., 2013). Toz numunelerinde ölçülen ağır metal konsantrasyonları, evlerin süpürülme sıklığı, havalandırma, evin bulunduğu kat ve zemin kaplaması gibi çeşitli faktörlere bağlı olarak önemli farklılıklar göstermemiştir (Kruskal Wallis ve Mann-Whitney U testi, $p > 0,05$).

Toz numunelerindeki ağır metal konsantrasyonları arasındaki korelasyonlar, Spearman korelasyon modeli kullanılarak analiz edilmiş ve sonuçlar EK Çizelge 6'da rapor edilmiştir. %99 güven aralığında aşağıdaki pozitif korelasyonlar gözlemlenmiştir: V'a karşı Mn, Co, As, Se; Cr'a karşı Ni, Mn, Co, Cu, As, Se ve Sr; Mn'a karşı Co, Ni, Cu, As, Sr ve Mo; Co'a karşı Ni, As, Sr, Mo; Ni'e karşı Cu, Zn, As ve Sr; Cu'a karşı Zn, As, Se, Sr, Mo, Sn ve Pb; Zn'ya karşı As, Pb, Sn; As'ye karşı Se, Sr ve Pb; Se'ye karşı Sr ve Pb; Sn'ye karşı Sb ve Pb. %95 güven aralığında ise aşağıdaki pozitif korelasyonlar gözlemlenmiştir: Cr'a karşı Zn ve Mo; Mn'a karşı Zn ve Se; Co'a karşı Cu, Zn, Cd; Ni'e karşı Mo; Cu'a karşı Sb; Zn'ya karşı Se ve Sb; As'e karşı Mo ve Sn; Se'a karşı Mo ve Sn; Sr'a karşı Cd; Sb'a karşı Pb. Geri kalan elementler için istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyon gözlenmemiştir.

Zenginleştirme faktörü (EF): Ortalama doğal bolluğuna göre bir örnekleme ortamında bir elementin varlığını insan faaliyetinin ne kadar artırdığını değerlendirmek için popüler bir istatistik, zenginleştirme faktörüdür (EF). Bu kararların hesaplamasının sonucu üzerinde önemli bir etkisi olduğundan, bir EF'yi hesaplamak için hem bir arka plan kompozisyonu hem de bir referans element seçilmelidir. Mevcut çalışmada, antropojenik faaliyetlerin iç mekan toz konsantrasyonları üzerindeki etkisini değerlendirmek için, Denklem (4.1) kullanılarak Ankara şehrinin her ilçesinde As, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn için EF hesaplanmıştır (Barbieri, 2016). EF, normalleştirilmiş toz iz metal oranlarının, önceki bir çalışmada rapor edilen küresel yerkabuğu değerlerine oranlanmasıyla hesaplanmıştır (Isley ve ark., 2021).

$$EF = \frac{\left(\frac{TE}{RE}\right)_{dust}}{\left(\frac{TE}{RE}\right)_{crust}} \quad (4.1)$$

Burada TE, tozda belirlenen element konsantrasyonu ve RE referans elementtir. EF değerleri şu şekilde kategorize edilir: zenginleştirme yok ila minimum zenginleştirme ($EF < 2$), orta düzeyde zenginleştirme ($2 < EF < 5$), önemli zenginleştirme ($5 < EF < 20$), çok önemli zenginleştirme ($20 < EF < 40$) ve son derece önemli zenginleştirme ($EF > 40$) (Gope ve ark., 2018). Fe (Khademi ve ark., 2019; Monged ve ark., 2020), Al (Adimalla ve ark., 2020; Relić ve ark., 2019), Ti (Jiang ve ark., 2020), Mn (Yadav ve ark., 2019) EF hesaplamasında yaygın olarak kullanılan referans elementlerdir.

Isley ve ark. (2021), 35 ülkeden toplanan iç ortam toz numuneleri için belirli ağır metallerin EF değerlerini bildirmiştir. Isley ve ark. (2021) tarafından bildirilen EF değerleri il karşılaştıma yapabilmek için mevcut çalışmada bu araştırmacılar tarafından bildirilenlerle aynı element grubu (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) ve aynı referans elementi (Mn) için EF değerleri belirlenmiştir. Ek olarak, her ilçe veri seti için karşılaştırmalı bir zenginleştirme ölçüsü geliştirmek amacıyla, seçilen ağır metaller için bir kümülatif zenginleştirme faktörü ($cEF = \sum EF$) hesaplanmıştır (EK Çizelge 7).

Genel olarak $EF < 2$ doğal koşulları belirtirken $EF > 2$ antropojenik etkiyi gösterir (Barbieri, 2016). Ankara ilinin tüm veri seti için EF değerleri 1,79 (Cr) ile 20,4 (Zn) arasında değişmekte olup, ortalama EF değeri $8,80 \pm 6,80$ olup Ankara'da iç mekan tozunda hedeflenen unsurların zenginleştiğini ($EF > 2$) ifade etmektedir. En yüksek EF,

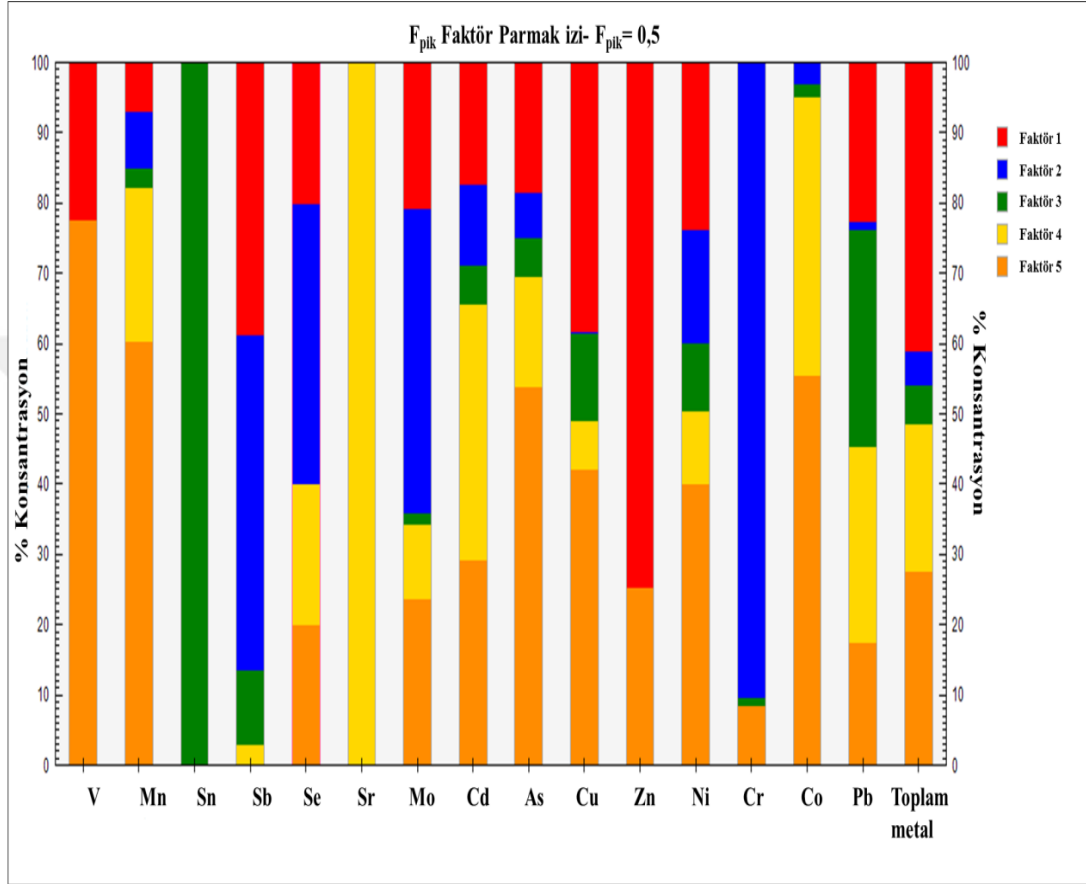
Zn (20,4) için elde edilmiş ve bunu Cu > Pb > As > Ni > Cr izlemiştir. Bu sıralama, Isley ve ark. (2021) tarafından 35 ülke için hesaplanan EF değerleri sıralaması ile aynıdır. İlçe bazında farklılıklar en düşük zenginleştirme Cr (EF=1,14) için Elmadag'da, en büyük zenginleştirme ise Zn (EF=26,3) için Mamak'ta görülmüştür. EF'deki bu tür benzersiz farklılıklar, örnekleme alanlarının çevresindeki alanlardaki yerel antropojenik faaliyetleri yansıtmaktadır.

Obezite, hipertansiyon ve tip-2 diyabet, kümülatif iz metal maruziyeti ile ilişkilidir (Wang ve ark., 2018b). Ayrıca çocukların iz metal maruziyetlerinin değerlendirilmesinde, her bir iz metalle ayrı ayrı ilişkili riskler yerine kümülatif risklerin dikkate alınması önerilmektedir (Cao ve ark., 2016). Bu amaçla, Ankara ili için mevcut çalışmada tespit edilen kümülatif zenginleştirme faktörleri (cEF) (EK Çizelge 7), diğer ülkeler için bildirilen değerlerle karşılaştırılmıştır (Isley ve ark., 2021). Ankara'nın cEF değeri Nijerya (10,5), Meksika (23,9), İngiltere (31,7), Gana (36,8), Yunanistan (38,1) New Kaledonya (40,8) ve Hırvatistan (44,5) için bildirilen cEF değerine göre daha yüksek, ABD (545,8), Yeni Zelanda (56,0), Çin (61,4) ve Avustralya (64,7) için bildirilen cEF değerine göre ise daha düşüktür. Ankara ili ilçeleri arasında cEF değeri en yüksek Sincan (73,7) olurken, bunu Mamak (59,9) >Altındağ (59,0) >Çankaya (54,7) >Etimesgut (53,3) >Keçiören (46,3) >Yenimahalle (45,4) >Gölbaşı (39,6) izlemiştir.

Pozitif Matris Faktörizasyonu (PMF): Bu çalışmada, ev tozundaki ağır metallerin kaynaklarını analiz etmek için PMF modeli kullanılmıştır. Sonuçlar, çalışma alanındaki ev tozundaki ağır metallerin başlıca beş kaynaktan kaynaklandığını göstermiştir. Faktör parmak izi grafiği (Şekil 4.6) çeşitli kaynaklardaki metal türlerinin dağılımını gösterir ve çeşitli kaynaklardaki metal türlerinin katkı yüzdesini sağlar. Faktör profilleri Şekil 4.7'de gösterilmiştir. Faktör 1 tüm verilerin %41,4'ünü, faktör 2 %4,9'unu, faktör 3 %5,5'ini, faktör 4 %21,1'ini ve faktör 5 %27,4'ünü açıklamaktadır.

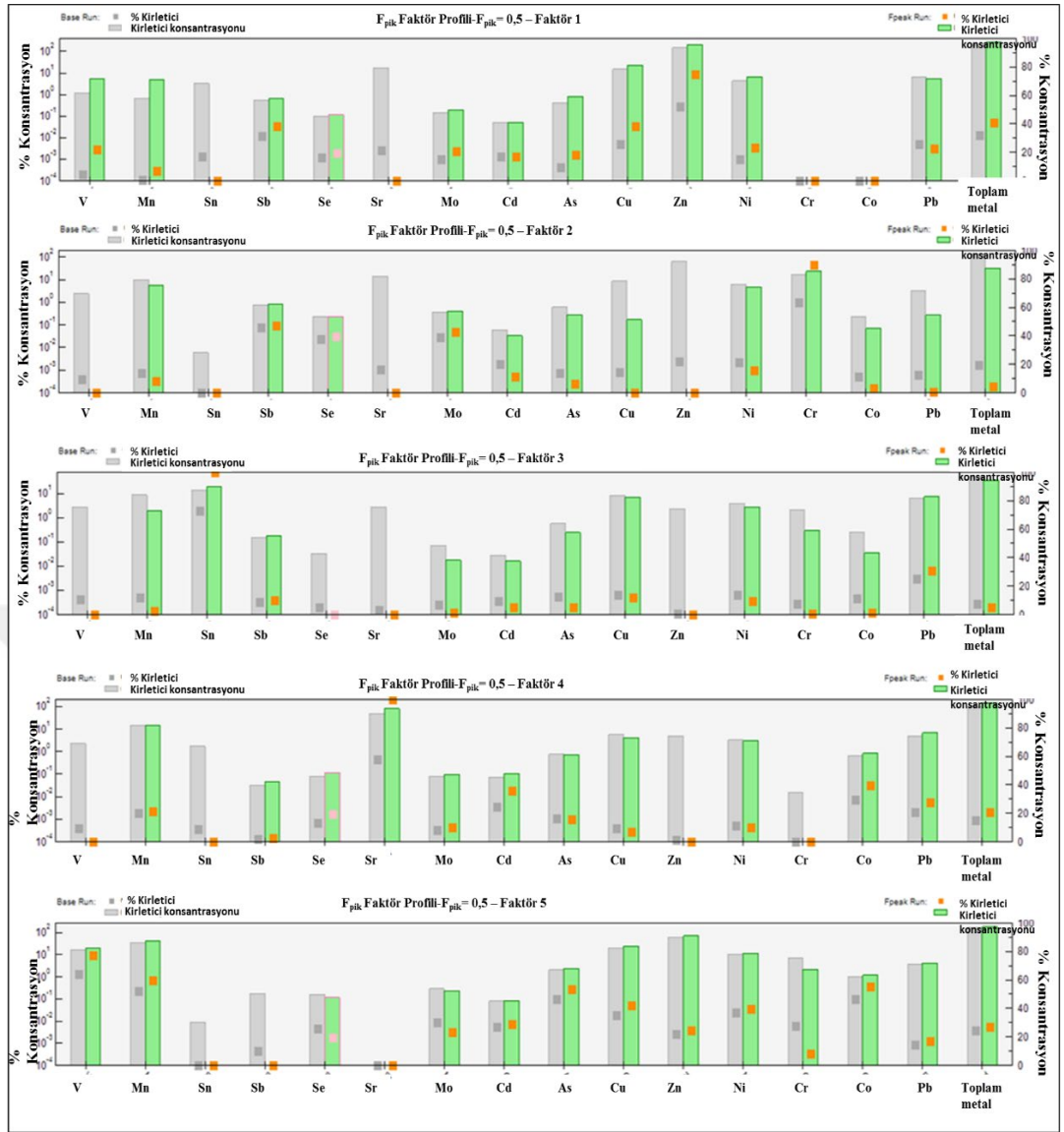
Faktör 1 (dış mekan tozu) yüksek konsantrasyonda V, Sb, Se, Mo, Cd, As, Cu, Zn, Ni ve Pb'ye sahiptir. Bu unsurlar için kaynaklar, trafik emisyonları ve yol kenarı tozu olarak belirlenmiştir. Ev tozunda yüksek miktarda bulunan bu elementlerin olası kaynakları, dış ortamdan taşınan kirlenmiş tozlar olabilir. Bu faktör için yüksek puan

alan evlerin ana caddeye yakın ve alt katlarda olması dikkat çekicidir. Evlerin her gün havalandırılmasının da kirli dış ortam tozlarının eve taşınmasında önemli bir etkisi vardır. Pb, Zn, Cd, Cr, Cu ve Ni'nin ana kaynağının trafik emisyonları olduğu bazı çalışmalarda bildirilmiştir (Al-Rajhi ve ark., 1996; Hassan, 2012).



Şekil 4.6. İç ortam tozlarında ağır metallerin farklı faktörlere yüzde katkısı (Faktör parmak izleri)

Faktör 2 (halılar/mobilya) Sb, Cr ve Mo'nun açıklanan varyasyonunun büyük bir oranını temsil eder. Bu faktör için yüksek puan alan evlerde el dokuması halılar kullanılır. Halılarda kullanılan polyester ve hayvan yünü sırasıyla Sb ve Cr içerir. Boyalı yünün krom içeriği iyi bir alev geciktirici görevi görür (Ingham ve ark., 2012). Antimon, polietilen tereftalat üretiminde katalizör olarak ve çok sayıda yeni ve geri dönüştürülmüş polimerde sinerjik bir alev geciktirici olarak kullanılması nedeniyle polyester elyaflarda yaygın olarak bulunur (Biver ve ark., 2021). Öte yandan, çelikteki Cr miktarı "paslanmaz" olarak kabul edilip edilmediğini belirlerken, Mo tüm paslanmaz çeliğin korozyona karşı direncini artırır. Ev mobilyalarında kullanılan paslanmaz çelik, Mo ve Cr için bir kaynak olabilir.



Şekil 4.7. İç ortam tozlarında ağır metal faktör profilleri

Pb ve Sn elementleri, Faktör 3 (lehimler) tarafından açıklanan en yüksek konsantrasyona sahiptir. Pb olmayan lehim günümüzde yaygın olarak kullanılmasına rağmen, Pb ve Sn, lehimin ortak bileşenleriydi. Sn ve Pb içeren lehim rötuşları halen ev içi elektronik cihazlarda, oyuncaklarda ve plastikten yapılmış diğerlerinde ve metalden yapılmış ucuz takılarda bu iki elementin ev tozunda bir arada bulunmasının bir nedeni olabilir. Yoshinaga ve ark. (2014), ev tozunda ölçülen Pb ve Sn arasında yüksek bir korelasyon olduğu tespit edilmiştir.

Faktör 4'te bulunan Mn, Se, Sr, Cd, As, Co ve Pb elementlerindeki en yüksek varyasyonun duvar boyası ve kömür yanmasından kaynaklandığı tespit edilmiştir. Kömürün yanması sırasında bazı ağır metaller (As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb ve Zn)

üretilebilir (Rout ve ark., 2013). As, Cd, Zn, Cu ve Pb elementleri plastik boya ve yağlı boyaların renk pigmentlerinde ve antibakteriyel boyalarda kullanılmaktadır (Chattopadhyay ve ark., 2003; Tong ve Lam, 2000). Pb ayrıca kurumayı hızlandırmak, dayanıklılığı artırmak, taze bir görünüm sağlamak ve korozyona neden olan neme direnmek için boyaya eklenir (Kumar ve Gottesfeld, 2008). Bazı ülkeler toksisitesi nedeniyle boyada kurşun kullanımını sınırlamakla birlikte, Türkiye bunlardan biri değildir. Faktör 5'te bulunan en yüksek varyasyon V, Mn, Se, Mo, Cd, As, Cu, Ni, Zn ve Co elementleri sigara dumanına atfedilir. Bu grupta, sigara içilen evlerde faktör katkıları yüksektir. Çeşitli araştırmalar, sigara dumanının Cd, Cr, Pb ve Ni dahil olmak üzere bir dizi ağır metal içerdiğini bildirmiştir (Ashraf, 2012; Erzen ve Kragelj, 2006; Galażyn-Sidorczuk ve ark., 2008). Bu faktörde konsantrasyonu yüksek bazı elementlerin (As, Ni, Cd, Cr ve Co) kaynağı duvar tozu olabilir. Araştırmalara göre duvar boyalarında ve diğer yapı ürünlerinde Pb, Zn, Cd, Cu, Mn, Ni, Co, Cr ve Fe gibi metaller kullanılmaktadır (Abagale ve ark., 2013; Mielke ve ark., 2001).

İç ortam tozu örneklerinde saptanan organik mikrokirleticiler ile ilgili kalite/kontrol bulguları aşağıdaki başlıklar altında özetlenmiştir:

Kontrol (şahit) numuneleri: Her 10 numunede bir şahit numune analiz edildi. Şahit numuneler, toz numuneleri ile aynı şekilde hazırlanmış ve analiz edilmiş olup, şahit numunelerin hazırlanmasında sadece örneklerin yakılması için kullanılan asitlerin bir karışımı kullanılmıştır. Sonuçlar şahit ile düzeltilmiştir. Kalite kontrol testi olarak, her 10 numunede bir kalite kontrol standardı (25 ppb) okunarak cihazın güvenilirliği kontrol edilmiştir. Enstrümantal analiz yoluyla relatif standart sapma (RSD) (Becker ve ark., 2022a) değerleri V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Cd, Sn, Sb ve Pb için sırasıyla 1,09, 1,85, 1,26, 1,58, 0,778, 1,85, 1,21, 1,13, 0,531, 0,959, 1,45, 0,915, 0,466, 0,937 ve 4,80 olarak bulunmuştur.

Bu çalışmada, cihaz belirleme limiti ve metod belirleme limiti (MDL) değerleri EPA Method 200.8 Bölüm 3.5'te verilen metoda göre belirlenmiştir (USEPA, 1994). Analiz edilen ağır metaller için IDL değeri Cr (0,01 µg/g), Zn (0,0025 µg/g), Sr (0,0063 µg/g) ve Sn (0,005 µg/g) hariç 0,0125 µg/g iken MDL değerleri V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Cd, Sn, Sb ve Pb için sırasıyla 0,018, 0,012, 0,024, 0,018, 0,060, 0,034,

0,003, 0,031, 0,039, 0,009, 0,095, 0,024, 0,007, 0,037 ve 0,027 µg/g olarak saptanmıştır.

Metod değerlendirmesini gerçekleştirmek ve analizin kesinliğini belirlemek için Ulusal Standartlar ve Teknoloji Enstitüsü (NIST) standart referans materyali (SRM 2584) kullanılmıştır. Sertifikalı konsantrasyonlardan Cr, As, Cd ve Pb'nin relatif standart sapması (RSD, %) sırasıyla %2,96, %17,2, %7,0 ve %2,6 olarak belirlenmiştir.

Hedef kirleticilerin geri kazanımının test edilmesi: Bilinen miktarlarda ağır metallerin (her biri 20 ppb) yakma işleminde kullanılan asit karışımına eklenmesiyle hazırlanmıştır ve numunelerle aynı şekilde işlenmiştir (n = 10). Eklenen ağır metallerin geri kazanım oranları (Becker ve ark., 2022a) V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Cd, Sn, Sb ve Pb için sırasıyla $99,1 \pm 4,50$ (94,5–107%), $105 \pm 5,29$ (93,3–109%), $98,0 \pm 5,79$ (90,7–109%), $102 \pm 4,79$ (94,7–108%), $99,4 \pm 5,14$ (90,8–107%), $100 \pm 5,05$ (92,1–109%), $102 \pm 4,87$ (95,9–109%), $104 \pm 5,38$ (91,3–110%), $102 \pm 5,94$ (95,4–110%), $98,5 \pm 6,22$ (90,6–109%), $102 \pm 7,19$ (93,0–112%), $99,3 \pm 5,61$ (91,6–106%), $100 \pm 5,52$ (91,5–107%), $100 \pm 6,16$ (91,8–107%), ve $102 \pm 5,51$ (94,3–110%) olarak bulunmuştur.

Tekrarlı analiz sonuçları: Üç evden alınan toz numunelerinin (n = 3) üç tekrarlı analizi için relatif standart sapma (% RSD), ortalama $\%7,20 \pm \%5,50$ değerle $\%1,36$ (Co) ile $\%20,3$ arasında değişmiştir.

4.1.4. İnorganik mikrokirleticilere (ağır metal) maruziyet ve risk değerlendirmesi

Ev tozundaki ağır metallere soluma, yutma ve deri temas yollarıyla maruz kalmanın insan sağlığı riskini değerlendirmek için kanserojenik ve kanserojenik olmayan riskler hesaplanmıştır. Mevcut çalışmada yetişkinler ve çocuklar (1-6 yaş) için hem kanserojenik hem de kanserojenik olmayan sağlık riskleri hesaplanmıştır. Kanserojenik ve kanserojenik olmayan riskler için hesaplanan seviyeler Çizelge 4.10'da verilmiştir.

Kanserojenik metaller olarak bilinen Pb, Cd ve Cr analiz edilmiş ve ev tozunun yutulma ve solunma yolları için kanserojenik riskler tanımlanmıştır. Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (USEPA), dermal temas için bir SLF oluşturmamıştır (USEPA, 2011b). Çevre Koruma Ajansı (EPA), 1×10^{-6} 'dan düşük kanser riskinin ihmal edilebilir olarak kabul edilebileceğini (USEPA, 2011a) ve 1×10^{-4} 'ün üzerindeki değerler için bir tür iyileştirme gerektiğini, 1×10^{-4} 'ten yüksek kanser riskinin ise önemli olduğunu belirtmektedir (Hu ve ark., 2011). Solunma ile karşılaştırıldığında, yutma yoluyla maruziyette hem yetişkinler hem de çocuklar için daha yüksek kanserojenik risk değerleri gözlemlenmiştir (Çizelge 4.10). Çocukların ev içi tozları yutma ve solunma riski yetişkinler için hesaplanan riskten daha yüksektir. Bu sonuç, çocukların daha düşük vücut ağırlığının yanı sıra daha yüksek toz yutma oranlarından kaynaklanmaktadır. Çizelge 4.10'da görüldüğü gibi yetişkinler için Pb, Cd ve Cr'nin yutulması ve solunmasından kaynaklanan toplam kanserojenik riskler sırasıyla $1,79 \times 10^{-8}$, $3,77 \times 10^{-7}$ ve $3,09 \times 10^{-7}$ iken, çocuklar için sırasıyla Cd, Pb ve Cr için $4,88 \times 10^{-7}$, $1,03 \times 10^{-5}$ ve $8,15 \times 10^{-6}$ olarak hesaplanmıştır. Özetle, hem çocuklar hem de yetişkinler için hesaplanan toplam kanser riski değerleri EPA'nın (1×10^{-6} ve 1×10^{-4}) güvenli sınırları içindedir. Bu nedenle çalışılan örnekler için iç ortam tozuna maruz kalma nedeniyle Pb, Cd ve Cr için kanser riskinin kabul edilebilir olduğu söylenebilir.

Kanserojenik olmayan risk açısından, hem yetişkinlerde hem de çocuklarda tüm metaller için en yüksek risk değerleri, yutma ve ardından dermal temas yolu için elde edilmiştir. Hem yetişkinler hem de çocuklar için solunma, yutma ve deri teması yoluyla iç ortam tozuna maruz kalmaya bağlı sağlık riski, $Mn < Cd < Zn < Ni < Cu < Cr < Pb$ sırasına neden olmuştur. USEPA (2001), kanserojenik olmayan risk için kabul edilebilir tehlike indeksi (HI) değerlerinin 1'in altında olması gerektiğini bildirmektedir. Yutma + solunma + dermal temasa maruz kalma yollarının genel bir değerlendirmesi, tüm HI değerlerinin 1'den düşük olduğunu göstermiş ve bu, mevcut çalışmada HI değerlerinin güvenlik sınırları içinde olduğunu göstermiştir. Pb, As ile temas halinde nörolojik ve gelişimsel bozukluklara neden olabilme özellikleri nedeniyle özel dikkat gerektirir ve Cd ile temas halinde böbrekler ana hedef organlardır (Masindi ve Muedi, 2018; Mason ve ark., 2014). EPA'nın Cd ve Pb için güvenli sınırının ($HI < 1$) üzerindeki HI değerleri bu çalışmada gözlenmemiştir.

Çizelge 4.10. Çalışılan iç ortam tozundaki ağır metallere kaynaklanan kanserojenik ve kanserojenik olmayan risk

Element	C _{UCL} (µg/g)	CDI (µg/g/gün)		Çocuk		Yetişkin	
		Çocuk	Yetişkin	HQ	Kanserojenik risk	HQ	Kanserojenik risk
Pb _{kanserojen}	37,3	Yutma	7,35x10 ⁻⁵	2,70x10 ⁻⁶	4,87x10 ⁻⁷		1,79x10 ⁻⁸
		Soluma	6,85x10 ⁻⁹	1,32x10 ⁻⁹	2,24x10 ⁻¹⁰		4,34x10 ⁻¹¹
		Dermal	2,40x10 ⁻⁷	3,59x10 ⁻⁷	-		-
		Toplam Risk			4,88x10 ⁻⁷		1,79x10 ⁻⁸
Cd _{kanserojen}	0,754	Yutma	1,49x10 ⁻⁶	5,46x10 ⁻⁸	1,03x10 ⁻⁵		3,77x10 ⁻⁷
		Soluma	1,39x10 ⁻¹⁰	2,68x10 ⁻¹¹	4,01x10 ⁻¹⁰		7,76x10 ⁻¹¹
		Dermal	4,86x10 ⁻⁹	7,27x10 ⁻⁹	-		-
		Toplam Risk			1,03x10 ⁻⁵		3,77x10 ⁻⁷
Cr _{kanserojen}	30,4	Yutma	5,99x10 ⁻⁵	2,20x10 ⁻⁶	8,09x10 ⁻⁶		2,97x10 ⁻⁷
		Soluma	5,58x10 ⁻⁹	1,08x10 ⁻⁹	6,18x10 ⁻⁸		1,19x10 ⁻⁸
		Dermal	1,96x10 ⁻⁷	2,93x10 ⁻⁷	-		-
		Toplam Risk			8,15x10 ⁻⁶		3,09x10 ⁻⁷
Pb _{nonkanserojen}	37,3	Yutma	7,35x10 ⁻⁵	7,87x10 ⁻⁶	1,64x10 ⁻²		1,75x10 ⁻³
		Soluma	6,85x10 ⁻⁹	3,86x10 ⁻⁹	1,53x10 ⁻⁶		8,60x10 ⁻⁷
		Dermal	2,40x10 ⁻⁷	1,05x10 ⁻⁶	5,35x10 ⁻⁵		2,33x10 ⁻⁴
		HI			1,64x10 ⁻²		1,99x10 ⁻³
Cd _{nonkanserojen}	0,754	Yutma	1,49x10 ⁻⁶	1,59x10 ⁻⁷	6,84x10 ⁻⁴		7,33x10 ⁻⁵
		Soluma	1,39x10 ⁻¹⁰	7,81x10 ⁻¹¹	6,37x10 ⁻⁸		3,59x10 ⁻⁸
		Dermal	4,86x10 ⁻⁹	2,12x10 ⁻⁸	2,23x10 ⁻⁶		9,75x10 ⁻⁶
		HI			6,86x10 ⁻⁴		8,31x10 ⁻⁵
Cr _{nonkanserojen}	30,4	Yutma	5,99x10 ⁻⁵	6,42x10 ⁻⁶	5,39x10 ⁻³		5,78x10 ⁻⁴
		Soluma	5,58x10 ⁻⁹	3,15x10 ⁻⁹	5,02x10 ⁻⁷		2,83x10 ⁻⁷
		Dermal	1,96x10 ⁻⁷	8,54x10 ⁻⁷	1,76x10 ⁻⁵		7,68x10 ⁻⁵
		HI			5,41x10 ⁻³		6,55x10 ⁻⁴
Ni	49,3	Yutma	9,73x10 ⁻⁵	1,04x10 ⁻⁵	2,04x10 ⁻³		2,19x10 ⁻⁴
		Soluma	9,07x10 ⁻⁹	5,11x10 ⁻⁹	1,90x10 ⁻⁷		1,07x10 ⁻⁷
		Dermal	3,18x10 ⁻⁷	1,39x10 ⁻⁶	6,68x10 ⁻⁶		2,91x10 ⁻⁵
		HI			2,05x10 ⁻³		2,48x10 ⁻⁴
Cu	149	Yutma	2,93x10 ⁻⁴	3,14x10 ⁻⁵	2,92x10 ⁻³		3,13x10 ⁻⁴
		Soluma	2,73x10 ⁻⁸	1,54x10 ⁻⁸	2,72x10 ⁻⁷		1,53x10 ⁻⁷
		Dermal	9,57x10 ⁻⁷	4,18x10 ⁻⁶	9,55x10 ⁻⁶		4,16x10 ⁻⁵
		HI			2,93x10 ⁻³		3,55x10 ⁻⁴
Zn	335	Yutma	6,60x10 ⁻⁴	7,07x10 ⁻⁵	1,61x10 ⁻³		1,72x10 ⁻⁴
		Soluma	6,15x10 ⁻⁸	3,47x10 ⁻⁸	1,50x10 ⁻⁷		8,43x10 ⁻⁸
		Dermal	2,16x10 ⁻⁶	9,40x10 ⁻⁶	5,25x10 ⁻⁶		2,29x10 ⁻⁵
		HI			1,61x10 ⁻³		1,95x10 ⁻⁴
Mn	89,9	Yutma	1,77x10 ⁻⁴	1,90x10 ⁻⁵	6,03x10 ⁻⁴		6,46x10 ⁻⁵
		Soluma	1,65x10 ⁻⁸	9,31x10 ⁻⁹	5,62x10 ⁻⁸		3,17x10 ⁻⁸
		Dermal	5,79x10 ⁻⁷	2,53x10 ⁻⁶	1,97x10 ⁻⁶		8,59x10 ⁻⁶
		HI			6,05x10 ⁻⁴		7,32x10 ⁻⁵

Kurt-Karakus (2012) İstanbul (Türkiye)'da ev içi toz yoluyla ağır metallere maruz kalmanın benzer kanserojenik olmayan ve kanserojenik risk sonuçlarını bildirmiştir. (Zararsız ve Öztürk, 2020), EPA'nın güvenli limitleri içinde kanserojenik olmayan ve kanserojenik risk değerleri bildirmişler ve hem yetişkinler hem de çocuklar için ağır metallere ana maruz kalma yolunun tozların yutulması olduğunu belirtmişlerdir. (Hashemi ve ark., 2020), ağır metallerden kaynaklanan kanserojenik olmayan ve kanserojenik risk değerlerinin EPA tarafından önerilen güvenli sınırı aştığını tespit etmiştir. Hem Hashemi ve ark. (2020) hem Kurt-Karakus (2012) çocuklarda ağır metallerin kanserojenik risk değerlendirmesine dayanarak başlıca maruziyet yolunun yutma olduğunu, yetişkinler için ise ana maruziyet yolunun dermal teması olduğunu bildirmiştir.

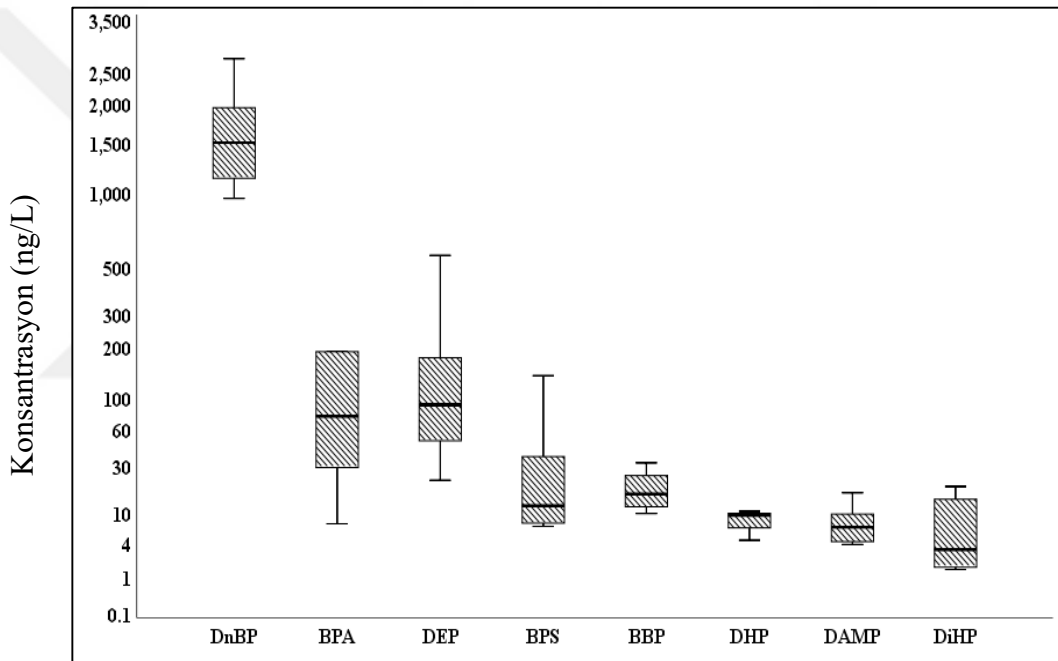
Bu çalışmada astımlı çocukların yaşadığı evlerden 38 örnek toplanmıştır. Bu nedenle, iç ortam kalitesinin özellikle çocuklarda solunum ve kardiyopulmoner patolojiler ve astım gibi zararlı sağlık etkileri oluşturabileceği bilindiğinden, ağır metal seviyeleri ile astımlı sendromların varlığı arasındaki olası bir ilişki de araştırılmıştır (Stamatelopoulou ve ark., 2017; Yang ve ark., 2009).

Daha önce belirtildiği gibi, sadece iki grubun varlığında, mevcut çalışmada medyanları karşılaştırmak için iki örnekli t testinin parametrik olmayan eşdeğeri olan Mann-Whitney testi kullanılmıştır. Astımlı çocuk bulunan evlerde tespit edilen elementlerin medyan değerleri ile astımlı çocuk olmayan evlerde tespit edilen konsantrasyon değerlerinin karşılaştırılması için parametrik olmayan Mann-Whitney testi kullanılmış ve istatistiksel test aşağıdaki sonuçları göstermiştir: $Sn_{astımlı} (17,3 \mu g/g) > Sn_{astımlı-olmayan} (12,2 \mu g/g)$ ($p=0,047$); $Co_{astımlı} (1,87 \mu g/g) < Co_{astımlı-olmayan} (2,52 \mu g/g)$ ($p=0,041$); $Pb_{astımlı} (29,9 \mu g/g) > Pb_{astımlı-olmayan} (25,1 \mu g/g)$ ($p=0,044$) (EK Şekil 12). Yakın zamanda yapılan araştırmalar, kandaki Cd (Park ve ark., 2016), Cr ve Mn (Zeng ve ark., 2016) konsantrasyonlarının astım ile önemli ölçüde ilişkili olduğunu bildirmektedir. Wang ve ark. (2017a) Pb ile astım arasında pozitif bir ilişki olduğunu bildirmiştir. Moghtaderi ve ark. (2020), okul tozundaki ağır metal konsantrasyonları arasında bir ilişki olmadığını bulmuştur. Ancak, örneklerin boyutu, sonuçları tüm topluma genellemek için çok küçüktür.

4.2. Ambalajlı içme suları

4.2.1. Ambalajlı içme sularında mikrokirleticilerin (fitalat ve bisfenol) mevcudiyeti

Fitalat ve bisfenol konsantrasyon seviyeleri: Bursa'da ambalajlı içme suyu örneklerindetespit edilen fitalatlara ve bisfenollere ait medyan konsantrasyonlar Şekil 4.8'de gösterilirken tanımlayıcı istatistikler Çizelge 4.11'de verilmiştir. Şekil 4.8'de kutunun üst ve alt uçları, veri setinin sırasıyla 75. ve 25. yüzdelik dilimlerini temsil ederken kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir ve medyan konsantrasyonlar kutulardaki yatay çizgi ile gösterilir.



Şekil 4.8. Analiz edilen ambalajlı içme suyu örneklerinde tespit edilen fitalat ve bisfenol konsantrasyonları (ng/L)

Ambalajlı içme suyu örneklerinde %17,6 ila %100 arasında bir belirlenme sıklığıyla altı fitalat esteri (BBP, DAMP, DEP, DiHP, DHP, DnBP) ve iki bisfenol türü (BPA ve BPS) saptanmıştır (Şekil 4.9). Toplam fitalat konsantrasyonu 326 ila 4810 ng/L arasında değişmekte olup medyan konsantrasyon 1577 ng/L olarak bulunmuştur. Bu değer Tahran/İran (Mehraie ve ark., 2022), Ürdün (Zaater ve ark., 2014), İspanya (Barciela-Alonso ve ark., 2017; Guart ve ark., 2014) ve Suudi Arabistan'da (Al-Saleh ve ark., 2011) analiz edilen ambalajlı içme sularında tespit edilenden daha düşüktür. Ancak Çin (Li ve ark., 2019a; Yang ve ark., 2017b), Kanada (Cao, 2008), Macaristan

(Keresztes ve ark., 2013), İtalya (Montuori ve ark., 2008), Mısır (Zaki, 2015), Yunanistan (Amiridou ve Voutsas, 2011) ve Portekiz’de (Santana ve ark., 2014) analiz edilen ambalajlı içme sularında tespit edilenlerden ise daha yüksektir.

Çizelge 4.11. Ambalajlı içme sularında belirlenen fitalat ve bisfenol konsantrasyonları

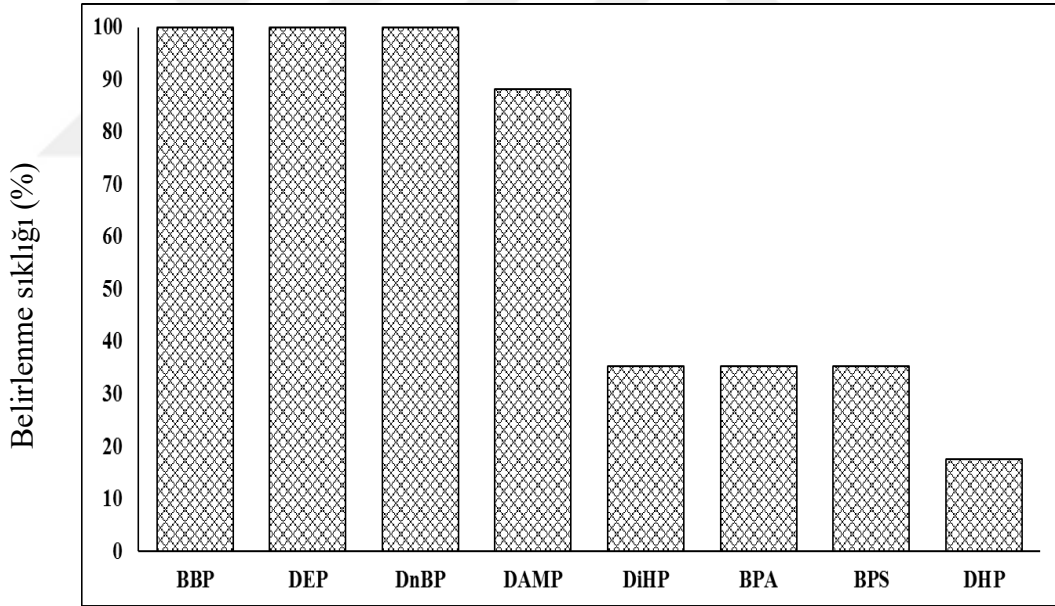
	BBP	DAMP	DEP	DHP	DiHP	DnBP	BPA	BPS
Ortalama (ng/L)	18,3	7,63	133	8,03	7,18	1619	314	35,6
Medyan (ng/L)	16,1	6,65	89	9,30	3,30	1501	89,9	12,8
Standart sapma	7,50	4,68	130	3,19	7,61	928	574	51,1
Çarpıklık	0,682	0,746	2,46	-1,50	1,08	1,14	2,36	2,20
Çarpıklığın standart hatası	0,550	0,580	0,550	1,22	0,845	0,550	0,845	0,845
Basıklık	-1,02	-0,250	7,52	-	-0,830	3,06	5,66	4,96
Basıklığın standart hatası	1,06	1,12	1,06	-	1,74	1,06	1,74	1,74
Minimum (ng/L)	9,82	0,600	22,1	4,40	1,45	180	7,34	6,79
Maksimum (ng/L)	32,0	16,6	562	10,4	19,2	4210	1477	137
Belirlenme sıklığı (%)	100	88,2	100	17,6	35,3	100	35,3	35,3

DnBP, 1501±928 ng/L ile en yüksek medyan konsantrasyonu gösterirken, en düşük konsantrasyon DiHP (3,30±7,61 ng/L) için ölçülmüştür. Fitalatların medyan konsantrasyonları DnBP (1501±928 ng/L) >DEP (89±130 ng/L) >BBP (16,1±7,50 ng/L) >DHP (9,30±3,19 ng/L) >DAMP (6,65±4,68 ng/L) >DiHP (3,30±7,61 ng/L) şeklinde bulunmuştur (Şekil 4.8). DnBP konsantrasyonları (1501 ng/L), DiHP (medyan 3,30 ng/L), ve DEP (medyan 89 ng/L) konsantrasyonlarından 17-455 kat daha yüksektir (Çizelge 4.11). Çeşitli su numunelerinde bulunan özellikle DnBP ve DEP gibi fitalatların konsantrasyonlarında ki önemli değişiklik, Şekil 4.8’deki standart sapmalardan çıkarılabilir. Birçok çalışma, şişelenmiş suda, (a) şişeleme tesisindeki su kontaminasyonu, (b) hammaddeye ve şişe üretiminde kullanılan teknolojiye bağlı olarak kalite değişebileceğinden plastikleştiricilerin şişe malzemesinden suya geçmesine, (c) ve plastikleştiricilerin geniş kullanımı nedeniyle analitik prosedür sırasında çapraz kontaminasyona atfedilebilecek plastikleştirici kalıntılarının varlığını bildirmiştir. Montuori ve ark. (2008), PET şişelerdeki sularda (DMP 0,07, DEP 0,17, DiBP 0,20, DBP 0,21 ve DEHP 0,02 µg/L) cam şişedekilere kıyasla önemli ölçüde daha yüksek (yaklaşık 20 kat) fitalat varlığını bildirmiştir. Cao (2008), PET şişelerden

alınan suda DEP, DiBP, DBP ve DEHP (sırasıyla 80, 223, 138 ve 118 ng/L) bulunduğunu bildirmiştir, ancak cam şişelenmiş su ile plastik kaplardaki su arasında ftalat seviyelerinde önemli farklılıklar bulamamışlardır.

Bisfenollerin medyan konsantrasyonları ise BPA ($89,9 \pm 574$ ng/L) > BPS ($12,8 \pm 51,1$ ng/L) şeklinde bulunmuştur (Şekil 4.8). Le ve ark. (2008), BPA'nın ambalajdan suya geçtiğini ve yüksek sıcaklıkların BPA geçiş oranını büyük ölçüde artırdığını tespit etmişlerdir. Shao ve ark. (2005) ise maden suyu da dahil olmak üzere plastik şişelerdeki farklı içeceklerde BPA bulamamışlardır.

BBP (tespit sıklığı: %100, medyan: 16,1 ng/L), DEP (%100, 89 ng/L) ve DnBP (%100, 1501 ng/L) su numunelerinde sırasıyla toplam ftalat esterlerinin $\%1,61 \pm \%1,91$, $\%8,75 \pm \%8,75$ ve $\%89,1 \pm \%9,85$ 'ini oluşturan üç baskın türdeşken BPA ve BPS ise örneklerin $\%35,3$ 'ünde tespit edilmiştir (Şekil 4.9, Çizelge 4.11).



Şekil 4.9. Ambalajlı içme sularında ftalat ve bisfenollerin belirlenme sıklığı (%)

Ambalajlı içme suyu numunelerindeki ftalat konsantrasyonları arasındaki korelasyonlar, Spearman korelasyon modeli kullanılarak analiz edilmiş ve sonuçlar Çizelge 4.12'de rapor edilmiştir. %99 güven aralığında aşağıdaki pozitif korelasyonlar gözlemlenmiştir: DMBP'a karşı DHP, DnBP; DHP'a karşı DiBP. %95 güven aralığında ise BBP'a karşı DEP; DEP'a karşı DnBP pozitif korelasyonu

gözlemlenmiştir. Geri kalan bileşikler için istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyon gözlenmemiştir.

Çizelge 4.12. Ambalajlı içme sularında belirlenen fitalat esterleri için Spearman's rank korelasyon katsayısı (Spearman's rho)

	BBP	DAMP	DEP	DHP	DiHP	DnBP
BBP	1,000	0,227	0,570*	0,500	0,086	0,313
DAMP		1,000	0,420	1,000**	0,486	0,652**
DEP			1,000	0,500	-0,257	0,502*
DHP				1,000	1,000**	0,500
DiHP					1,000	0,429
DnBP						1,000

** Korelasyon 0,01 düzeyinde anlamlıdır, * Korelasyon 0,05 düzeyinde anlamlıdır

Fitalat ve bisfenol medyan konsantrasyonlarının (ng/L) dünyanın diğer yerlerinde bulunanlarla karşılaştırılması Çizelge 4.13'de verilmiştir. Bu çalışmada DnBP, 1501 ng/L (medyan) ile toplam miktarın %89,1'ini oluşturan en yüksek konsantrasyona sahip fitalat olarak belirlenmiştir ve bu değer Al-Saleh ve ark. (2011) ve Zaater ve ark. (2014) tarafından yapılan çalışmalara benzer, ancak Amiridou ve Voutsas (2011) ve Zaki (2015) tarafından bildirilenlerden daha yüksek bulunmuştur. Mevcut çalışmada medyan BBP konsantrasyonu ise 16,1 ng/L olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.13). Li ve ark. (2019a) ve Yang ve ark. (2017b) tarafından yapılan çalışmalarla benzerlik gösteren bu sonuç Al-Saleh ve ark. (2011) ve Guart ve ark. (2014) tarafından bildirilenlerden çok daha düşük bulunmuştur. Al-Saleh ve ark. (2011) ve Barciela-Alonso ve ark. (2017) şişelenmiş sulardaki medyan DEP değerinin sırasıyla 1056 ng/L ve 3450 ng/L olduğunu bulmuştur. Mevcut çalışmada elde edilen DEP konsantrasyonu (89 ng/L), Al-Saleh ve ark. (2011) ve Barciela-Alonso ve ark. (2017) tarafından bildirilen değerlerden düşük, Li ve ark. (2019a), Zaki (2015), Yang ve ark. (2017b) ve Amiridou ve Voutsas (2011) tarafından bildirilen değerlerden daha yüksektir.

Daha önce yapılan çalışmalarda farklı çevresel ortamlarda (iç ortam tozu, içme suyu vs.) bisfenollerin varlığı ve seviyeleri rapor edilmiştir (Hao, 2020; Wang ve ark., 2015b). BPA'nın ve BPS, BPZ, BPF, BPC, BPE, BPB, BPAF, BPP gibi BPA alternatiflerinin tüketim ürünlerinde yaygın olarak kullanılması nedeniyle, bisfenollerin çevreye salınımı ve daha sonra insanlara ulaşması kaçınılmazdır. Bu

kimyasallar olumsuz sağlık etkileri, özellikle düşük konsantrasyonlarda bile bir endokrin bozucu olarak üreme yetenekleri üzerindeki önemli olumsuz etkileri nedeniyle son yıllarda kamuoyunun önemli ölçüde ilgisini çekmiştir (Arnold ve ark., 2013; Cao ve Corriveau, 2008; Wang ve ark., 2020). EFSA ve Amerikan Gıda ve İlaç Dairesi (FDA) tarafından PC ürünlerde izin verilen maksimum BPA konsantrasyonu 0,020 mg/l olarak belirtilmiştir (Sağlık-Bakanlığı, 2008). Bu çalışmada elde edilen değer bu limit değerin çok altındadır.

Çizelge 4.13. Ambalajlı içme sularında hedef kirleticilerin medyan konsantrasyonlarının (ng/L) dünyanın diğer yerlerinde bulunanlarla karşılaştırılması

Yer	BBP	DAMP	DEP	DHP	DiHP	DnBP	BPA	BPS	Referans
Türkiye	16,1	6,65	89	9,30	3,30	1501	89,9	12,8	(Bu çalışma)
İran ^a	930	-	500	-	-	500	-	-	(Mehraie ve ark., 2022)
Ürdün	-	-	-	-	-	1860	-	-	(Zaater ve ark., 2014)
İspanya	950	-	3450	-	-	5600	-	-	(Barciela-Alonso ve ark., 2017)
Suudi Arabistan	1753	-	1056	-	-	893	-	-	(Al-Saleh ve ark., 2011)
Çin	20	-	23	17	-	170	-	-	(Li ve ark., 2019a)
Kanada ^a	-	-	80	-	-	138	-	-	(Cao, 2008)
Macaristan ^b	100	-	-	-	-	800	-	-	(Keresztes ve ark., 2013)
İtalya	-	-	220	-	-	230	-	-	(Montuori ve ark., 2008)
Mısır	nd	-	<12	-	-	60	-	-	(Zaki, 2015)
Çin	45	-	16	-	-	200	-	-	(Yang ve ark., 2017b)
Yunanistan	nd	-	33	-	-	44	4,6	-	(Amiridou ve Voutsas, 2011)
Portekiz	-	-	-	-	-	300	-	-	(Santana ve ark., 2014)
İspanya ^b	3010	-	20500	-	-	736	24200	-	(Guart ve ark., 2014)
İran	-	-	-	-	-	-	50000	-	(Parto ve ark., 2022)

^a Ortalama konsantrasyon, ^b Maksimum konsantrasyon, - bildirilmemiştir

Ambalajlı içme suyu örneklerinde saptanan mikrokirleticiler ile ilgili kalite/kontrol bulguları aşağıdaki başlıklar altında özetlenmiştir:

Kontrol (şahit) numuneler: Her 10 numunede bir şahit numune analiz edilmiştir. Şahit numuneler, su numuneleri ile aynı şekilde hazırlanmış ve analiz edilmiş olup, şahit numunelerin hazırlanmasında sadece örneklerin özütlenmesi için kullanılan çözücülerin bir karışımı kullanılmıştır. Sonuçlar şahit ile düzeltilmemiştir. Analiz edilen şahit numunelerde genel olarak hedef kirleticilere rastlanmamıştır. Şahit numunelerde belirlenen fitalat türleri: BBP, DAMP, DHP, DiHP, DnBP'dır. Çalışma

kapsamında belirlenen cihaz belirleme limiti ($\mu\text{g/g}$) ve metod belireme limiti (MDL) ($\mu\text{g/g}$) değerleri izelge 4.14’de verilmiştir. şahit numunelerde mevcut olmayan kongenerler için IDL=MDL olarak kabul edilmiştir.

Çizelge 4.14. Ambalajlı içme sularında IDL ($\mu\text{g/g}$) ve MDL ($\mu\text{g/g}$) değerleri

Kimyasal	IDL (ng/L)	MDL (ng/L)
BBP	0,02	0,17
DALP	0,27	0,27
DAMP	0,04	0,08
DCHP	0,28	0,28
DEP	0,13	0,13
DHP	0,03	0,03
DiHP	0,03	0,02
DiPP	0,05	0,05
DMiP	0,06	0,06
DMP	0,89	0,89
DnBP	1,98	4,77
DPP	0,02	0,02
iBCHP	0,44	0,44
BPA	0,31	0,38
BPAF	0,09	0,09
BPZ	0,11	0,11
BPF	1,00	1,00
BPB	0,76	0,76
BPP	0,13	0,13
BPS	0,01	0,02

Koyu renkli sayılar için IDL=MDL

Tekrarlı analiz sonuçları: Saf su örneklerinin ($n = 6$) tekrarlı analizi için relatif standart sapma (%RSD), ortalama $\%18,2 \pm \%9,58$ değerle $\%8,24$ (BPS) ila $\%32,4$ (DAMP) arasında değişmiştir.

Geri kazanım verimi Test Kimyasalları: Geri kazanım kimyasalı olarak çevresel örneklerde yapılan analizlerde rastlanmayan fitalat ve bisfenol türleri olan d4- dimetil fitalat (DMP-d₄), d4- dietil fitalat (DEP-d₄), d4- disikloheksil fitalat (DCHP-d₄), d4- dietilheksil fitalat (DEHP-d₄) ve d16- bisfenol A (BPA-d₁₆) kullanılmış, numunelere ($n=17$) analiz başlangıcında her birinden 150 ng eklenmiştir. Analiz neticesinde elde edilen geri kazanım verimi oranları (%) izelge 4.15’de özetlenmiştir.

Çizelge 4.15. Ambalajlı içme sularında geri kazanım verimi oranları (%)

	Minimum	Maksimum	Ortalama	Standart Sapma
DEHP-3,4,5,6-d ₄	61,0	102	82,4	11,0
DCHP-3,4,5,6-d ₄	61,8	102	86,1	10,1
DEP-3,4,5,6-d ₄	65,7	102	83,6	9,84
DMP-3,4,5,6-d ₄	65,3	99,0	84,0	10,0
BPA-d ₁₆	60,5	101	83,1	11,6

Hedef Kirleticilerin Geri Kazanımının Test Edilmesi: Hedef kirleticilerin uygulanan tüm analiz sonucunda geri kazanım oranları Çizelge 4.16’da özetlenmiştir. Yapılan 5 adet test neticesinde ortalama geri kazanım oranı %88,6±8,9 (%69,2-%101) belirlenmiştir.

Çizelge 4.16. Ambalajlı içme sularında hedef kirleticilerin geri kazanım verimi oranları (%)

	BBP	DALP	DAMP	DCHP	DEP	DHP	DiHP	DiPP	DMP	DnBP
Test 1	73,2	78,6	81,0	82,6	100,5	95,0	101,1	93,9	94,9	95,5
Test 2	84,3	82,9	76,8	94,8	98,3	95,2	87,9	93,3	77,4	79,2
Test 3	69,2	89,9	84,3	98,6	99,2	88,7	98,9	97,6	85,5	79,4
Test 4	80,0	95,3	76,2	87,7	86,9	95,4	73,2	89,5	97,7	82,0
Test 5	85,0	70,0	87,2	81,5	94,9	97,6	89,2	96,6	73,9	71,7
	DPP	iBCHP	BPA	BPAF	BPZ	BPF	BPB	BPP	BPS	-
Test 1	97,2	92,2	98,1	93,2	89,6	70,3	94,2	83,3	84,1	-
Test 2	101,3	94,9	96,8	83,0	95,3	77,9	98,6	89,2	71,7	-
Test 3	97,2	97,9	85,9	89,5	88,1	96,4	86,0	99,7	76,4	-
Test 4	71,3	97,0	96,2	94,3	85,6	75,4	95,7	77,1	84,2	-
Test 5	97,9	91,0	94,9	95,1	95,0	90,8	81,6	98,4	94,0	-

4.2.2. Ambalajlı içme suları ile mikrokirleticilere (fitalat ve bisfenol) maruziyet ve risk değerlendirmesi

İnsanların ambalajlı içme suyu yoluyla mikrokirleticilere maruz kalma durumları, USEPA tarafından tavsiye edilen denklemler kullanılarak hesaplanmıştır (USEPA, 2011a). Bu yaklaşım, gıda ürünlerindeki farklı kirleticilerin insan sağlığı risk değerlendirmesi için başarıyla kullanılmaktadır. EDI, THQ ve CR gibi ampirik modeller, yutma yoluyla hedef kirleticiler ile kontamine şişelenmiş sulara uzun süre maruz kalma nedeniyle kanserojenik ve kanserojenik olmayan sağlık riskini hesaplamak için kullanılır (Mehraie ve ark., 2022).

Ambalajlı içme suyu örneklerinden elde edilen hedef kirletici konsantrasyonları, yutma yoluyla EDI indeksini hesaplamak için kullanılmıştır. Şişelenmiş su tüketicileri için hedef kirleticilere maruz kalmanın EDI'sının hesaplanması, ilgili riskin değerlendirilmesinde faydalı olmaktadır. Çocuklar (1-6 yaş arası) ve yetişkinler için ambalajlı içme sularında belirlenen altı ftalat ve iki bisfenol türünün suların tüketilmesi yoluyla tahmini günlük alım (EDI) miktarları (mg/kg/gün) Çizelge 4.17'de gösterilmektedir. Sonuçlar, ambalajlı içme sularından bu kirleticilerin toplam alımının (Σ EDI (EDI_{yut})) ftalatlar için çocuklar ve yetişkinlerde sırasıyla $1,52 \times 10^{-4}$ mg/kg/gün ve $6,07 \times 10^{-4}$ mg/kg/gün, toplam BPler için ise çocuklar ve yetişkinlerde sırasıyla $3,36 \times 10^{-6}$ mg/kg/gün ve $1,35 \times 10^{-5}$ mg/kg/gün olduğunu göstermiştir. Bu durum ambalajlı içme sularının tüketilmesi yoluyla çocukların ftalat alımına yetişkinlerden daha az duyarlı olduğunu göstermektedir.

Çocukların ambalajlı içme sularını tüketmesi yoluyla EDI'ları ftalat ve BPler için yetişkinlerinkinden 0,25 kat daha düşüktür; bunun muhtemel nedeni seçilen parametrelerdeki farklılıklardır (su tüketim miktarı farkı, düşük vücut ağırlıkları ve yüksek ED gibi). Bu sonuç, Domínguez-Morueco ve ark. (2014) tarafından yapılan çalışmanın sonuçlarıyla uyumludur (toplam ftalatların EDI'ları yetişkinlerde ve çocuklarda sırasıyla $9,09 \times 10^{-5}$ ve $2,60 \times 10^{-5}$ mg/kg/gün). Luo ve ark. (2018) tarafından yapılan çalışmada ise çocukların şişelenmiş suları tüketmesi yoluyla ftalat alımına yetişkinlerden daha duyarlı olduğu bildirilmiştir.

Çizelge 4.17. Çalışılan ambalajlı içme sularında ftalat ve bisfenollerden kaynaklanan kanserojenik ve kanserojenik olmayan risk

		BBP	DAMP	DEP	DHP	DiHP	DnBP	Σ Fitalat
EDI _{ing}	Çocuk	$1,55 \times 10^{-6}$	$6,40 \times 10^{-7}$	$8,60 \times 10^{-6}$	$8,95 \times 10^{-7}$	$3,15 \times 10^{-7}$	$1,44 \times 10^{-4}$	$1,52 \times 10^{-4}$
	Yetişkin	$6,19 \times 10^{-6}$	$2,56 \times 10^{-6}$	$3,44 \times 10^{-5}$	$3,58 \times 10^{-6}$	$1,26 \times 10^{-6}$	$5,78 \times 10^{-4}$	$6,07 \times 10^{-4}$
HI	Çocuk	$7,73 \times 10^{-6}$	nc	$1,07 \times 10^{-5}$	nc	nc	$1,44 \times 10^{-3}$	nc
	Yetişkin	$3,10 \times 10^{-5}$	nc	$4,30 \times 10^{-5}$	nc	nc	$5,78 \times 10^{-3}$	nc
CR	Çocuk	$8,14 \times 10^{-4}$	nc	nc	nc	nc	nc	nc
	Yetişkin	$3,26 \times 10^{-3}$	nc	nc	nc	nc	nc	nc

nc: Literatürde RfD ve SLF değeri mevcut olmadığından hesaplanamadı

Çizelge 4.17 (devam). Çalışılan ambalajlı içme sularında ftalat ve bisfenollerden kaynaklanan kanserojenik ve kanserojenik olmayan risk

		BPA	BPS	ΣBP
EDI _{ing}	Çocuk	8,63x10 ⁻⁶	1,23x10 ⁻⁶	3,36x10 ⁻⁶
	Yetişkin	3,46x10 ⁻⁵	4,94x10 ⁻⁶	1,35x10 ⁻⁵
HI	Çocuk	1,73x10 ⁻⁴	nc	nc
	Yetişkin	6,91x10 ⁻⁴	nc	nc
CR	Çocuk	nc	nc	nc
	Yetişkin	nc	nc	nc

nc: Literatürde RfD ve SLF değeri mevcut olmadığından hesaplanamadı

Hedef kirleticiler için tahmini EDI değerleri (mg/kg/gün) çocuklar ve yetişkinler için sırasıyla DnBP (1,44x10⁻⁴ (çocuk), 5,78x10⁻⁴ (yetişkin)) >DEP (8,60x10⁻⁶ (çocuk), 3,44x10⁻⁵ (yetişkin)) >BBP (1,55x10⁻⁶ (çocuk), 6,19x10⁻⁶ (yetişkin)) >DHP (8,95x10⁻⁷ (çocuk), 3,58x10⁻⁶ (yetişkin)) >DAMP (6,40x10⁻⁷ (çocuk), 2,56x10⁻⁶ (yetişkin)) >DiHP (3,15x10⁻⁷ (çocuk), 1,26x10⁻⁶ (yetişkin)) olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.17).

Gıda ile temas eden uygulamalarda plastikleştiricilerin kullanımına ilişkin düzenlemeler ülkeden ülkeye değişmektedir. Birleşik Krallık'ta kabul edilebilir konsantrasyonlar DEHP, BBP, DBP, DEP için sırasıyla 0,05, 0,1 ve 0,05, 0,2 mg/kg vücut ağırlığı/gün olarak belirlenmiştir (MAFF, 1996). Avrupa'da, kişi başına toplam tolere edilebilir günlük toplam ftalat alımının 0,3 mg/kg vücut ağırlığı olduğu tahmin edilmektedir (Balafas ve ark., 1999). Avrupa Birliği Komisyonu'nun 10/2011 sayılı yönetmeliği ile 14 Ocak 2011 tarihinden itibaren gıda ile temas eden malzemelerin imalatında ftalatların kullanılmasına izin verilmemesine rağmen (EC, 2011b), PET malzemelerde ve PET şişelerde saklanan suda ftalatlar tespit edilmiştir (Xu ve ark., 2020; Zaki, 2015). Avrupa Birliği Komisyonu tarafından kabul edilen 10/2011 sayılı yönetmelikte gıda ile temas eden ambalaj malzemesinde izin verilen DEHP, BBP ve DBP konsantrasyonlarının sınır değerleri sırasıyla 1,5, 30 ve 0,3 mg/kg olarak belirlenmiştir (EC, 2011b). Ülkemizde ftalat esterlerinin gıda ile temas eden ambalaj malzemelerinde kullanımı Türk Gıda Kodeksi ile sınırlandırılmıştır (Resmi-Gazete, 2008). Türk Gıda Kodeksi, Avrupa Birliği (AB) yasal düzenlemelerine uygundur. Türk Gıda Kodeksi'ne gıda ürünlerinde izin verilen spesifik migrasyon limitleri DEP, DBP, BBP, DEHP, DiDP ve DiNP için sırasıyla 12, 0,3, 30, 1,5, 9 ve 9 mg/kg olarak

belirlenmiştir (Resmi-Gazete, 2008). Avrupa İlaç Ajansı (EMA) tolere edilebilir günlük alımı DEP ve DBP için sırasıyla 4,0 ve 0,010 mg/kg/vücut ağırlığı/gün olarak bildirmiştir (EMA, 2014). Bu çalışmada analiz edilen örneklerde belirlenen EDI değerleri tolere edilebilir günlük alım limitlerinin altındadır. Bununla birlikte, diğer gıda ürünleri değerlendirmeye dahil edilmediğinden, değerlendirilen günlük beslenme yoluyla alımın gerçek maruziyeti olduğundan az gösterebileceği unutulmamalıdır.

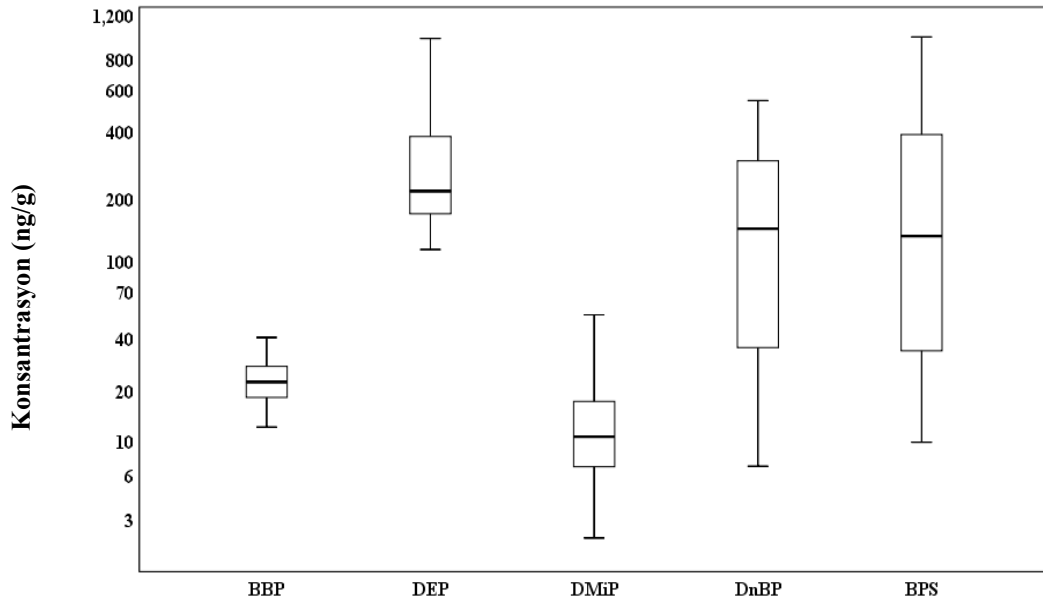
Avrupa Birliği (AB), Ekim 2011 Sayılı Yönetmelik kapsamında gıda ile temas eden plastiklerin üretiminde BPA'nın bir katkı maddesi ve polimer üretim yardımcısı olarak uygulanmasını yasaklamıştır (EC, 2011b). Gıdalardan BPA alımı ve ilgili sağlık endişeleri göz önüne alındığında, Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi (EFSA), 2 Eylül 2010'da BPA'nın günlük 0,05 mg/kg vücut ağırlığı düzeyinde alımının güvenli olduğunu belirtmiştir (EC, 2011a; EFSA, 2015). Türk Gıda Kodeksi Gıda ile Temas Eden Plastik Madde ve Malzemeler Tebliği'nde gıda ürünlerinde müsaade edilen maksimum BPA değeri 600 ppb'yi geçmemelidir (Resmi-Gazete, 2008). Bu çalışmada BPA için elde edilen EDI değerleri çocuklar ($8,63 \times 10^{-6}$ mg/kg/gün) ve yetişkinler ($3,46 \times 10^{-5}$ mg/kg/gün) EFSA ve Türk Gıda Kodeksi tarafından belirtilen limit değerlerin altındadır. Bu standartlarda ve daha önce yapılan çalışmalarda BPS için herhangi bir limit değeri belirtilmemiştir.

USEPA tarafından geliştirilen HI değerleri, hedef kirleticiler ile kontamine şişelenmiş su tüketiminin sağlık değerlendirmesi için faydalı indeksler olarak kabul edilmiştir (Mehraie ve ark., 2022). Birden düşük bir HI değeri, maruz kalma değerlendirmesinin referans dozdan daha düşük olduğunu ortaya koyar (USEPA, 2011a); bu da, insanların şişelenmiş su tüketimi yoluyla hedef kirleticilere günlük maruz kalmasının, bir insan popülasyonunda herhangi bir olumsuz sağlık etkisine sahip olma ihtimalinin düşük olduğunu gösterir. Bu çalışmada belirlenen HI değerleri $7,73 \times 10^{-6}$ ila $5,78 \times 10^{-3}$ aralığında belirlenmiş olup hem yetişkin hem de çocuklarda HI değerleri limit değerin altında bulunmuştur. Yani, insanların şişelenmiş su tüketimi yoluyla hedef kirleticilere günlük maruz kalmasının, bir insan popülasyonunda herhangi bir olumsuz sağlık etkisine sahip olma ihtimalinin düşük olduğu gözlemlenmiştir. Benzer şekilde, Wang ve ark. (2021a) tarafından Çin'de yapılan çalışmada en çok tüketilen şişelenmiş sularda fitalat esterlerinin HI'sının limit değerlerin altında ($1,00 \times 10^{-3}$ ila $5,3 \times 10^{-3}$ arasında) olduğu gözlemlenmiştir.

BBP'nin şişelenmiş sudaki CR değeri çocuklar için (BBP; $8,14 \times 10^{-4}$) ve yetişkinlerden (BBP; $3,26 \times 10^{-3}$) 4 kat daha düşük bulunmuştur (Çizelge 4.17). 10^{-6} 'dan düşük kanserojenik risk endeksleri güvenli bir bölge olduğunu gösterirken, 10^{-4} 'ten büyük kanserojenik risk endeksleri önemli bir potansiyel sağlık riski olduğunu gösterir (USEPA, 2011a). Bu nedenle, şişelenmiş suyun içilmesi ile tüketiciler için hedef kirleticilere günlük maruz kalmanın, bir insan popülasyonunda önemli bir potansiyel sağlık riski oluşturma ihtimalinin olduğunu göstermektedir. Buna karşın, Wang ve ark. (2021) tarafından Çin'de yapılan çalışmada en çok tüketilen şişelenmiş sularda CR ($3,02 \times 10^{-7}$) limit değerlerin altında bulunmuştur ve kanserojenik risk oluşturma ihtimalinin olmadığı belirtilmiştir. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar, sağlık bakanlıkları gibi kuruluşlara bir ölçüt olarak katkı sağlayabilir.

4.2.3. PET şişe örneklerinde mikrokirleticilerin (fitalat ve bisfenol) mevcudiyeti

Fitalat ve Bisfenol Konsantrasyon Seviyeleri: PET şişelerde tespit edilen medyan fitalat ve bisfenollerin konsantrasyonları Şekil 4.10'da gösterilmiştir ve bu kirleticilerin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.18'de özetlenmiştir. Şekil 4.10'da kutunun üst ve alt uçları, veri setinin sırasıyla 75. ve 25. yüzdelerik dilimlerini temsil ederken kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir ve medyan konsantrasyonlar kutulardaki yatay çizgi ile gösterilir.



Şekil 4.10. Analiz edilen PET şişe örneklerinde tespit edilen fitalat ve bisfenol konsantrasyonları (ng/g)

Veriler normal dağılım göstermediğinden medyan değerler karşılaştırılmıştır (EK Şekil 4). PET şişe örneklerinde DEP, 217 ± 510 ng/g ile en yüksek medyan konsantrasyon değerini gösterirken, DMiP $10,6 \pm 20,8$ ng/g ile en düşük medyan konsantrasyon değeri elde edilmiştir.

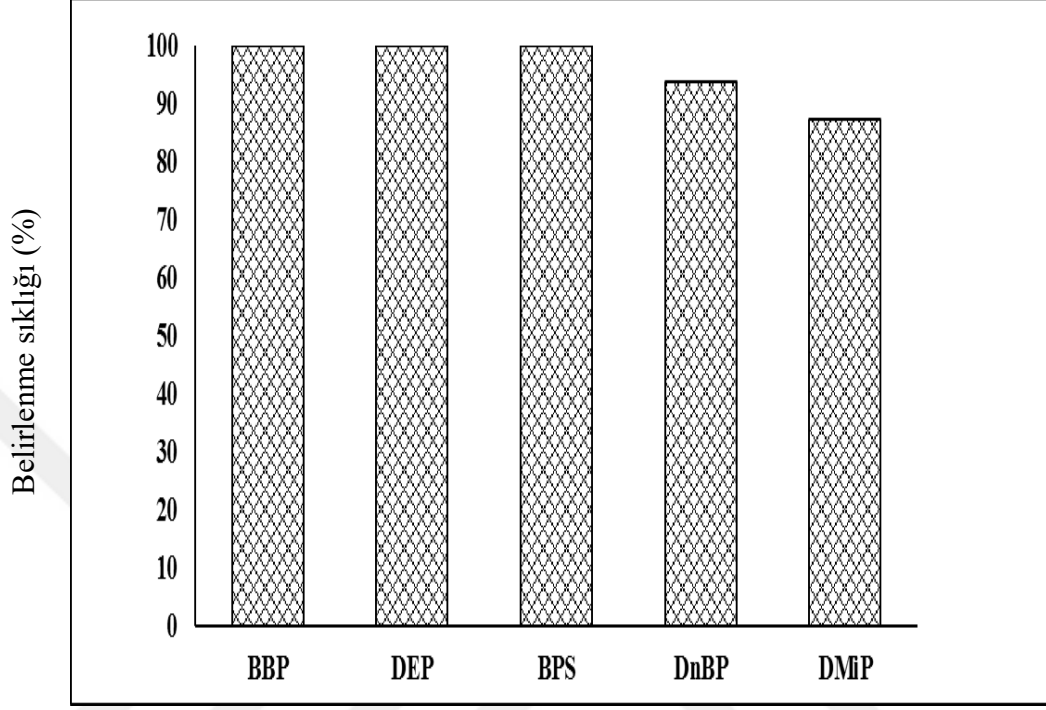
Çizelge 4.18. Pet şişe örnekleri konsantrasyon değerleri

	BBP	DEP	DMiP	DnBP	BPS
Ortalama (ng/g)	23,2	413	17,1	178	242
Medyan (ng/g)	22,5	217	10,6	148	139
Minimum (ng/g)	12,1	114	2,19	6,83	9,75
Maksimum (ng/g)	40	2108	81,3	542	985
Std. Sapma	7,15	510	20,8	158	273
Geometrik Ortalama (ng/g)	22,2	277	10,7	101	107
Harmonik Ortalama (ng/g)	21,2	221	7,21	44,6	41,7
Çarpıklık	0,664	2,82	2,51	0,829	1,49
Çarpıklığın standart hatası	0,564	0,564	0,564	0,564	0,564
Basıklık	0,595	8,63	6,25	0,070	2,37
Basıklığın standart hatası	1,09	1,09	1,09	1,09	1,09

Fitalatların medyan konsantrasyonları DEP (217 ± 510 ng/g) >DnBP (148 ± 158 ng/g) >BBP ($22,5 \pm 7,15$ ng/g) >DMiP ($10,6 \pm 20,8$ ng/g) şeklinde bulunmuştur (Çizelge 4.18). DEP konsantrasyonları (217 ng/g), DnBP (medyan 148 ng/g), ve DMiP (medyan 10,6 ng/g) konsantrasyonlarından 1,5-20,5 kat daha yüksektir (Çizelge 4.18). Çeşitli su numunelerinde bulunan özellikle DnBP ve DEP ve BPS'in konsantrasyonlarında ki önemli değişiklik, Şekil 4.10'daki standart sapmalardan çıkarılabilir.

PET şişe örneklerinde %87,5 ile %100 arasında bir belirlenme sıklığıyla dört fitalat esteri (BBP, DEP, DMiP, DnBP) ve iki bisfenol türü (BPA ve BPS) saptanmıştır (Şekil 4.11). Toplam fitalat konsantrasyonu 183 ile 2322 ng/g arasında değişmekte olup medyan konsantrasyon 538 ng/g olarak bulunmuştur. Bu değer Pekin/Çin'de (Xu ve ark., 2020) analiz edilen ambalajlı içme sularında tespit edilenden daha yüksek

bulunmuştur. Literatürde yapılan araştırmalarda PET şişe örneklerinde fitalat ve bisfenol analizi için yapılan çalışmalar sınırlıdır (Guart ve ark., 2011; Xu ve ark., 2020).



Şekil 4.11. PET şişelerin analizinde fitalat ve bisfenollerin belirlenme sıklığı (%)

PET şişe numunelerindeki fitalat konsantrasyonları arasındaki korelasyonlar, Spearman korelasyon modeli kullanılarak analiz edilmiş ve sonuçlar Çizelge 4.19’da rapor edilmiştir. Bun göre, analiz edilen bileşikler için istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyon gözlenmemiştir.

Çizelge 4.19. PET şişelerde belirlenen fitalat esterleri için Spearman's rank korelasyon katsayısı (Spearman's rho)

	BBP	DEP	DMiP	DnBP
BBP	1,000	0,472	-0,341	0,178
DEP		1,000	0,228	0,021
DMiP			1,000	0,066
DnBP				1,000

** Korelasyon 0,01 düzeyinde anlamlıdır, * Korelasyon 0,05 düzeyinde anlamlıdır

Türk Gıda Kodeksi'ne göre gıda ile temas eden ambalaj malzemelerinde izin verilen DEP, DBP, BBP, DEHP, DiDP ve DiNP konsantrasyonları sırasıyla 12, 0,3, 30, 1,5, 9 ve 9 mg/kg olarak belirlenmiştir (Resmi-Gazete, 2008). Bu çalışmada analiz edilen örneklerde sadece DEP ve BBP saptanmış ve bu kirleticiler için verilen sınır değerleri aşmamıştır. Wei ve ark. (2018) ve (Yang ve ark., 2017a) tarafından elde edilen BBP, DBP ve DEHP değerleri de bu çalışmaya benzer şekilde Türk Gıda Kodeksi ile uyumlu olan AB'nin SML değerlerinden (BBP (30 mg/kg), DBP (0,3 mg/kg) ve DEHP (1,5 mg/kg)) (EFSA, 2019) daha düşük bulunmuştur.

Su şişelerinin üretim sürecinde, BPA içeren polikarbonat (PC) plastikler ve fitalat içeren PET şişeler kullanılır (Alfarhani ve ark., 2019; Fikarová ve ark., 2019; Li ve ark., 2019a; Liu ve ark., 2019). BPA, PET üretiminde kullanılmamasına rağmen, geri dönüştürülmüş PET kullanımı veya saf PET üretimi sırasında çapraz kontaminasyon olası bir BPA kaynağı olarak göz önünde bulundurulmalıdır (Dreolin ve ark., 2019). BPA, orta düzeyde suda çözünürlük (120–300 mg/L: 25°C'de pH 7,0) ve düşük log Kow (3,32) nedeniyle polimer ambalajlardan sızabilir (Borrirukwisitsak ve ark., 2012; Fikarová ve ark., 2019). Guart ve ark. (2011) bu çalışmaya benzer olarak parçalar halinde kesilmiş PET şişelerde BPA tespit etmemiştir, ancak diğer yandan HDPE kapaklarda 0.145 µg/dm² konsantrasyonlarda BPA tespit etmiştir. Bach ve ark. (2012) ayrıca PET şişelenmiş suların kaplarındaki kapakların bir BPA kaynağı olabileceğini belirtmiştir. Bu çalışmada PET şişe örneklerinde bisfenollerden yalnızca BPS (medyan, 139±273 ng/g) tespit edilmiştir. BPS, BPA alternatifi olarak kullanılan bisfenol türlerindendir (Edaes ve de Souza, 2022; Eladak ve ark., 2015).

PET şişe örneklerinde saptanan mikrokirleticiler ile ilgili kalite/kontrol bulguları aşağıdaki başlıklar altında özetlenmiştir:

Kontrol (Şahit) Numuneleri: Analiz edilen şahit numunelerde genel olarak hedef kirleticilere rastlanmamıştır. Şahit numunelerde belirlenen fitalat ve bisfenol türleri: BBP, DEP, DMiP, DnBP ve BPS'dir. Çalışma kapsamında belirlenen cihaz belirleme limiti (ng/g) ve metod belireme limiti (MDL) (ng/g) değerleri Çizelge 4.20'de verilmiştir. Şahit numunelerde mevcut olmayan kongenerler için IDL=MDL olarak kabul edilmiştir.

Çizelge 4.20. PET şişelerin analizinde IDL (ng/g) ve MDL (ng/g) değerleri

Kimyasal	IDL (ng/g)	MDL (ng/g)
BBP	0,095	7,37
DALP	0,854	0,854
DAMP	0,127	0,127
DCHP	0,886	0,886
DEP	0,411	33,0
DHP	0,095	0,095
DiHP	0,095	0,095
DiPP	0,158	0,158
DMiP	0,190	4,384
DMP	2,82	2,82
DnBP	6,26	13,6
DPP	0,063	0,063
iBCHP	1,39	1,39
BPA	1,93	1,93
BPAF	0,285	0,285
BPZ	0,348	0,348
BPF	3,16	3,16
BPB	2,40	2,40
BPP	0,411	0,411
BPS	0,316	8,678

Koyu renkli sayılar için IDL=MDL

Geri kazanım verimi Test Kimyasalları: Geri kazanım kimyasalı olarak çevresel örneklerde yapılan analizlerde rastlanmayan ftalat ve bisfenol türleri olan d4- dimetil ftalat (DMP-d₄), d4- dietil ftalat (DEP-d₄), d4- disiklohekzil ftalat (DCHP-d₄), d4- dietilhekzil ftalat (DEHP-d₄) ve d16- bisfenol A (BPA-d₁₆) kullanılmış, numunelere (n=16) analiz başlangıcında her birinden 100 ng eklenmiştir. Analiz neticesinde elde edilen geri kazanım verimi oranları (%) Çizelge 4.21’de özetlenmiştir.

Çizelge 4.21. PET şişelerin analizinde geri kazanım verimi oranları (%)

	Minimum	Maksimum	Ortalama	Standart Sapma
DEHP-3,4,5,6-d ₄	65,66	113	89,94	15,78
DCHP-3,4,5,6-d ₄	68,20	113	94,24	13,37
DEP-3,4,5,6-d ₄	64,55	110	79,61	12,49
DMP-3,4,5,6-d ₄	64,76	105	86,98	12,75
BPA-d ₁₆	63,19	111	82,32	11,39

Tekrarlı Analiz Sonuçları: Analizlerin tekrarlanabilirliğinin belirlenmesi için 3 adet numune 3'er tekrarlı analize tabi tutulmuştur. Elde edilen sonuçların relatif standart sapma oranları Çizelge 4.22'de verilmiştir. Genel olarak sonuçların tekrarlanabilirlik oranı (%RSD) %20'de küçük olarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.22. PET şişelerin analizinde tekrarlı analiz %RSD sonuçları

	Numune 1	Numune 2	Numune 3
Minimum	1,60	4,90	8,36
Maksimum	20,0	19,1	16,3
Ortalama±Standart Sapma	15,0±5,52	12,7±5,31	13,1±3,04

4.2.4. PET şişeler ile mikrokirleticilere (fitalat ve bisfenol) maruziyet ve risk değerlendirmesi

PET şişe örneklerinde maruziyet değerlendirmesi iki farklı grup için yapılmıştır. İlk grup depolama sahaları ve geri dönüşüm sahalarında çalışan ve PET şişeler ile mesai saatleri boyunca temas etmek zorunda kalan kişiler, ikinci grup ise PET şişeler ile daha kısa süre ile temas eden kişilerdir.

Geri dönüşüm tesislerinde ve depolama alanlarında çalışan kişiler için fitalatların sağlık riski değerlendirmesi Çizelge 4.23'de gösterilmiştir. PET şişelerdeki medyan fitalat konsantrasyonları, atık geri dönüşüm endüstrisi çalışanlarının bu kimyasallara dermal temas yoluyla maruz kalmasıyla ilişkili tahmini günlük alım miktarı (EDI), hedef tehlike katsayısı (THQ), tehlike indeksi (HI) ve kanser riskini (CR) hesaplamak

için kullanılmıştır. HI, tüm maruziyet yolları (yutma, soluma, dermal temas) için toplam THQ (Σ THQ) olarak ifade edilmektedir (USEPA, 2011a).

Çizelge 4.23. Geri dönüşüm tesislerinde ve depolama alanlarında çalışan kişiler için fitalat ve bisfenol sağlık riski değerlendirmesi

	BBP	DEP	DnBP	DMiP	BPS
EDI (mg/kg.gün)	$1,34 \times 10^{-3}$	$1,29 \times 10^{-2}$	$1,08 \times 10^{-2}$	$6,31 \times 10^{-4}$	$8,27 \times 10^{-3}$
THQ	$6,70 \times 10^{-3}$	$1,62 \times 10^{-2}$	$1,08 \times 10^{-1}$	nc	nc
CR	$7,06 \times 10^{-1}$	nc	nc	nc	nc

nc: Literatürde RfD ve SLF değeri mevcut olmadığından hesaplanamadı

Bu çalışmada yalnızca dermal temas söz konusu olduğundan HI (THQ=HI) değerleri BBP, DEP ve DnBP için sırasıyla $6,70 \times 10^{-3}$, $1,62 \times 10^{-2}$, $1,08 \times 10^{-1}$ olarak belirlenmiştir ve sağlık riskinin tüm kirleticiler için kabul edilebilir (HI <1) olduğu belirlenmiştir. CR değeri ise BBP için $7,06 \times 10^{-1}$ olarak belirlenmiş ve bu USEPA tarafından belirlenen limit değerlerin (10^{-6} - 10^{-4}) üzerinde bulunmuştur (USEPA, 2011a). PET şişelerle sadece su tüketilmesi amacıyla temas eden kişiler için fitalat ve bisfenollerin sağlık riski değerlendirmesi Çizelge 4.24’de gösterilmiştir.

HI değerleri BBP, DEP ve DnBP için sırasıyla $3,91 \times 10^{-4}$, $9,43 \times 10^{-4}$, $6,31 \times 10^{-3}$ olarak belirlenmiştir ve sağlık riskinin tüm kirleticiler için kabul edilebilir (HI <1) olduğunu göstermiştir. CR değeri ise BBP için $4,12 \times 10^{-2}$ olarak belirlenmiş ve bu USEPA tarafından belirlenen limit değerlerin (10^{-6} - 10^{-4}) üzerinde bulunmuştur (USEPA, 2011a). Tüketicilerin sağlığını korumak ve çevresel alanlara gelen fitalat yüklerini azaltmak için market raflarında satılan PET şişelerde fitalatların düzenli olarak izlenmesi gerekmektedir.

Çizelge 4.24. PET şişelerle sadece su tüketilmesi amacıyla temas eden kişiler için fitalat ve bisfenol sağlık riski değerlendirmesi

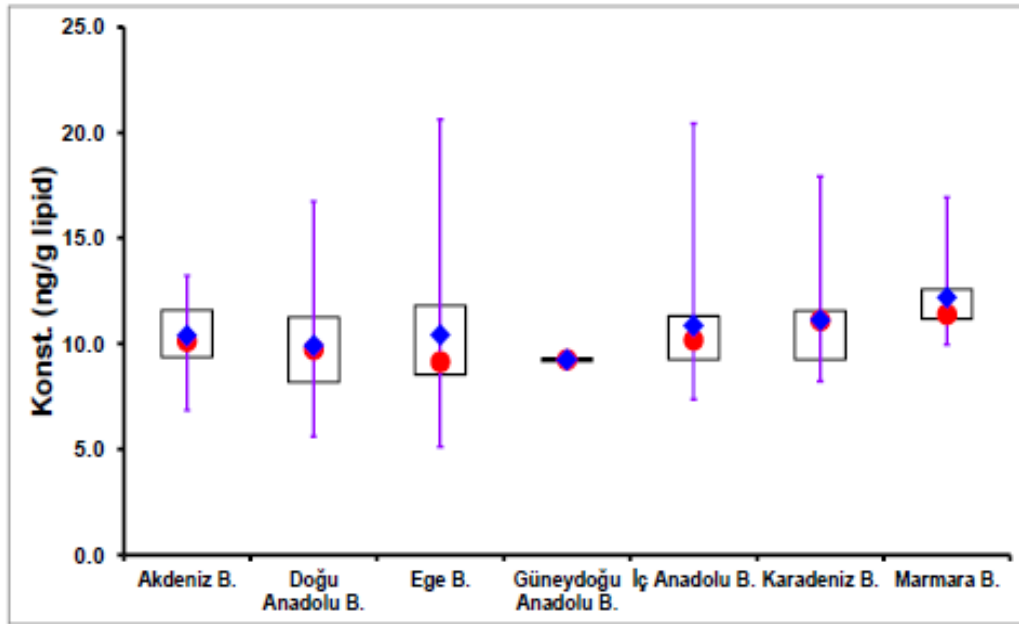
	BBP	DEP	DnBP	DMiP	BPS
EDI (mg/kg.gün)	$7,82 \times 10^{-5}$	$7,54 \times 10^{-4}$	$6,31 \times 10^{-4}$	$3,68 \times 10^{-5}$	$4,83 \times 10^{-4}$
THQ	$3,91 \times 10^{-4}$	$9,43 \times 10^{-4}$	$6,31 \times 10^{-3}$	nc	nc
CR	$4,12 \times 10^{-2}$	nc	nc	nc	nc

nc: Literatürde RfD ve SLF değeri mevcut olmadığından hesaplanamadı

4.3. Tereyağı örnekleri

4.3.1. Tereyağı örneklerinde mikrokirletici (PCB) mevcudiyeti

PCB Konsantrasyon Seviyeleri: $\sum_{121}$ PCB kongenerinin ortalama konsantrasyonu 10550 ± 2947 pg/g lipid (minimum 5118 pg/g lipid (Afyonkarahisar), maksimum 20622 pg/g lipid (Kütahya)) olarak belirlenmiştir. Hedef kirleticilerin analiz edilen numunelerde belirlenen konsantrasyonları en düşük 6,6 pg/g lipid (PCB-126, Kars) ve en yüksek 2134 pg/g lipid (PCB-128, Aliğa (İzmir)) olarak belirlenmiştir. Numunelerin toplandığı illerin coğrafik bölgeler bazında gruplandırılması neticesinde, en yüksek ortalama konsantrasyonlar endüstriyel faaliyetlerin yoğun olduğu Marmara Bölgesinde (12200 ± 2100 pg/g lipid), en düşük ortalama konsantrasyon ise endüstriyel faaliyetlerin yoğun olmadığı Güneydoğu Anadolu (9245 ± 200 pg/g lipid) ve Doğu Anadolu (9900 ± 2900 pg/g lipid) Bölgesinde belirlenmiştir. Coğrafik Bölgelere göre gruplandırılmış numunelerde belirlenen $\sum_{121}$ PCB kongenerinin konsantrasyon seviyelerine dair değerler Şekil 4.12’de box-whisker grafiği olarak verilmiştir. Şekil 4.12’de kutuların alt ve üst sınırları sırasıyla 25. Ve 75. Yüzdelikleri, kırmızı daireler medyan değerleri, mavi kareler ortalama konsantrasyonları, dikey mor çizgiler verinin minimum ve maksimum değerini göstermektedir.



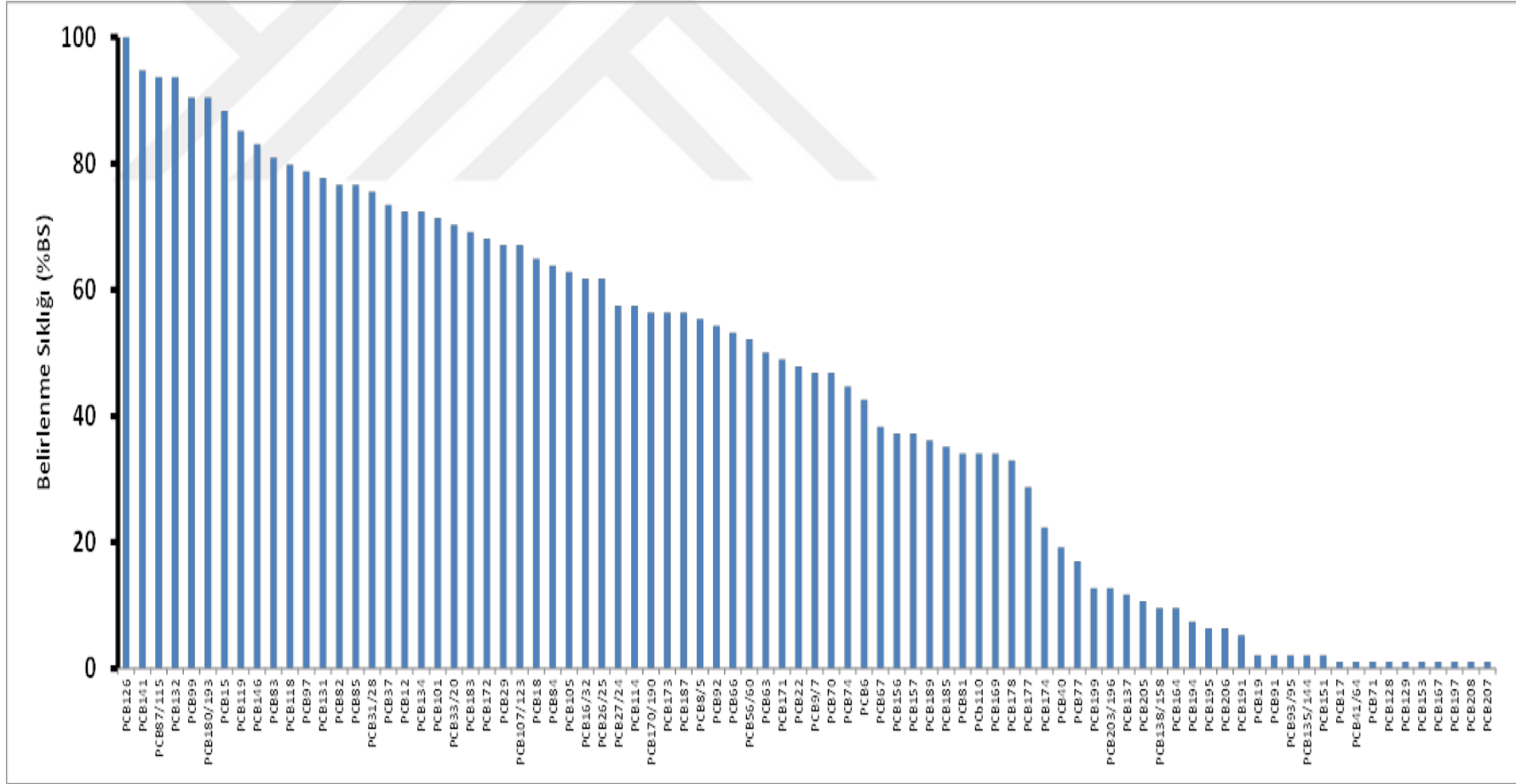
Şekil 4.12. Tereyağı örneklerinde coğrafik bölgeler bazlı $\sum_{121}$ PCB konsantrasyon seviyesi

Şekil 4.12'den görüleceği üzere Marmara Bölgesinde box-whisker kutusunun üst ve alt sınırlarının birbirine yakınlığı bu bölgeden toplanan numunelerin konsantrasyon değerlerinin birbirine yakın uniform değerler gösterdiğini, öte yandan diğer bölgelerde numuneler arasındaki konsantrasyon farklılıklarının daha fazla olduğu görülmektedir. Tereyağı örneklerinde belirlenen PCB konsantrasyonları gıda maddelerindeki belirli kontaminantlar için maksimum seviyeleri belirleyen 19 Aralık 2006 tarihli (EC) 1881/2006 sayılı Komisyon Yönetmeliğine (EC, 2006) göre yenilebilir sıvı ve katı yağlarda PCB'ler için verilen limit değer (40 ng/g lipid) altında bulunmuştur (Şekil 4.12).

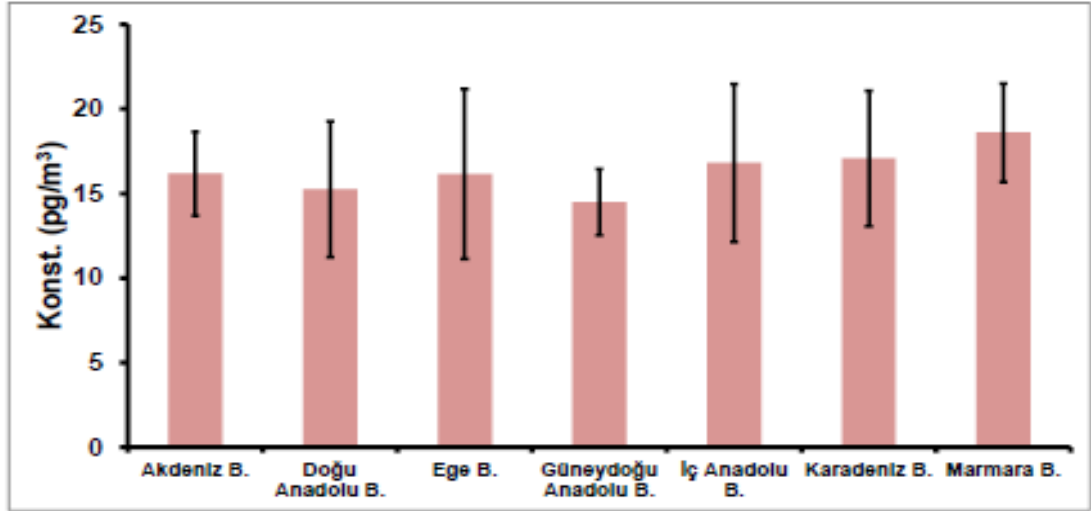
Hedef kirleticilerin analiz edilen numunelerde belirlenme sıklığı ($=100 \times \text{hedef kirleticisi belirlenen numune sayısı} / \text{toplam numune sayısı}$) Şekil 4.13'de verilmiştir. PCB 126 tüm numunelerde belirlenirken (BS=%100) (6,57-17,24 pg/g lipid), PCB-1, -2, -3, -4/10, -34, -44/59/42, -45, -46/69, -47/48, -49, -52, -103, -104, -136, -147, -149, -176, -179 ve -209 hiç bir numunede belirlenmemiştir (BS=%0).

Tereyağı Örneklerinde Belirlenen Kirleticisi Seviyelerinin Hava Konsantrasyonları ile İlişkilendirilmesi-Tahmini Hava Konsantrasyonlarının Belirlenmesi: 1 g süt yağı, günlük 100 g süt yağı veren bir ineğin otladığı bir bölgeden toplanan 650 m³ havada bulunan PCB 170'e eşdeğer miktarda PCB 170 içermektedir (Kalantzi ve ark., 2001). İlaveten, İngiltere'de yapılan aynı çalışmada 1 g tereyağı lipid değerine karşılık gelen hava hacmi (m³ hava/g lipid) PCB-28 için 3,2 m³; PCB-118 için 400 m³; PCB-153 için 260 m³; PCB -138 için 380 m³; PCB-180 için 540 m³ olarak verilmiştir (Thomas ve ark., 1998). Bu verilerden hareketle, söz konusu PCB kongenerleri için tereyağı konsantrasyonlarıyla ilişkilendirilmiş tahmini hava konsantrasyonları hesaplanmıştır (EK Çizelge 8).

En yüksek eşdeğer hava hacmi (650 m³) baz alınarak coğrafik bölgeler bazında hesaplanan $\sum 121$ PCB ortalama hava konsantrasyon değerleri Şekil 4.14'de verilmiştir. Şekil 4.14'de görüleceği üzere tüm coğrafik bölgeler benzer hava konsantrasyonları sergilemekle birlikte sanayileşmenin yoğun olduğu Marmara Bölgesi ve Ege Bölgesi, tarımsal faaliyetlerin yoğun olduğu Akdeniz Bölgesi daha yüksek hava konsantrasyonları sergilemektedir.



Şekil 4.13. Tereyağı örneklerinde hedef kirleticilerin belirlenme sıklığı (%BS)



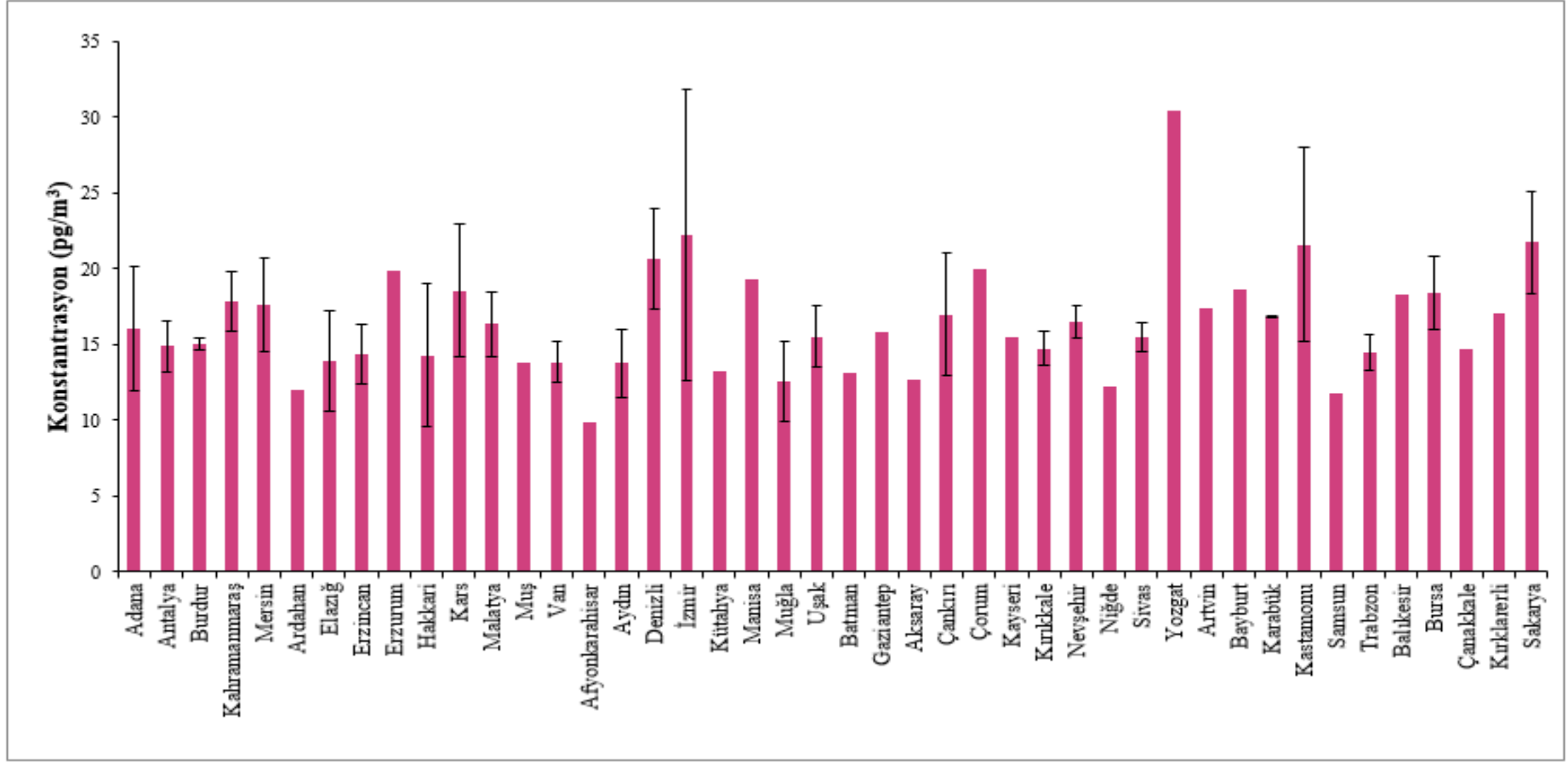
Şekil 4.14. Tereyağı örneklerinde coğrafik bölgeler bazında $\Sigma 121$ PCB eşdeğer ortalama hava konsantrasyonu

En yüksek eşdeğer hava hacmi (650 m^3) baz alınarak iller bazında hesaplanan $\Sigma 121$ PCB ortalama hava konsantrasyon değerleri ise Şekil 4.15’de verilmiştir. Şekil 4.15’de verildiği üzere en yüksek hava konsantrasyonu Yozgat ($30,41 \text{ pg/m}^3$) ilinde görülürken en düşük hava konsantrasyonu Afyonkarahisar ($9,85 \text{ pg/m}^3$) ilinde gözlemlenmiştir.

Hava konsantrasyonları bazında, PCB-28 ortalama konsantrasyonu $4,53 \pm 1,09 \text{ pg/m}^3$ ($3,16 \text{ pg/m}^3$ (Karabük)- $8,30 \text{ pg/m}^3$ (Kars)), PCB-118 konsantrasyonu $0,851 \pm 0,103 \text{ pg/m}^3$ ($0,717 \text{ pg/m}^3$ (Çankırı)- $1,395 \text{ pg/m}^3$ (Denizli)), PCB 138 konsantrasyonu $0,212 \pm 0,037 \text{ pg/m}^3$ ($0,169 \text{ pg/m}^3$ (Kars)- $0,282 \text{ pg/m}^3$ (İzmir)), PCB 170 konsantrasyonu $0,185 \pm 0,016 \text{ pg/m}^3$ ($0,144 \text{ pg/m}^3$ (Kars)- $0,236 \text{ pg/m}^3$ (Denizli)), PCB 180 konsantrasyonu $0,241 \pm 0,030 \text{ pg/m}^3$ ($0,189 \text{ pg/m}^3$ (Kars)- $0,407 \text{ pg/m}^3$ (Denizli)) olarak belirlenmiştir.

Tereyağı örneklerinde saptanan mikrokirleticiler ile ilgili kalite/kontrol bulguları aşağıdaki başlıklar altında özetlenmiştir.

Kontrol (Şahit) Numuneleri: Analiz edilen şahit numunelerde genel olarak hedef kirleticilere rastlanmamıştır. Şahit numunelerde belirlenen PCB kongenerleri: PCB-9/7; -6, -8/5; -12; -15; -29; -31/28; -67; -63; -74; -70; -66; -56/60; -81; -77; -101; -99; -87/115; -85; -110; -80; -132; -141; -137; -171; -170/190 ve -206’dır.



Şekil 4.15 Tereyağı örneklerinde iller bazında $\Sigma 121\text{PCB}$ eşdeğer ortalama hava konsantrasyonu

Çalışma kapsamında belirlenen IDL (pg/g lipid) ve MDL (pg/g lipid) değerleri EK Çizelge 9'da verilmiştir. Şahit numunelerde mevcut olmayan kongenerler için IDL=MDL olarak kabul edilmiştir.

Geri kazanım verimi test kimyasalları: Geri kazanım kimyasalı olarak çevresel örneklerde yapılan analizlerde rastlanmayan PCB kongenerleri olan PCB-14, -65 ve -166 kullanılmış ve numunelere (n=94) analiz başlangıcında her birinden 10 ng eklenmiştir. Analiz neticesinde elde edilen geri kazanım verimi oranları (%) Çizelge 4.25'de özetlenmiştir.

Çizelge 4.25. Tereyağı örneklerinde geri kazanım verimi oranları (%)

	Minimum	Maksimum	Ortalama
PCB-14	66,50	93,60	76,29±6,18
PCB-65	70,10	102,60	81,73±7,56
PCB-166	70,60	106,40	94,81±7,35

Hedef Kirleticilerin Geri Kazanımının Test Edilmesi: Hedef kirleticilerin uygulanan tüm analiz sonucunda geri kazanım oranları EK Çizelge 10'da özetlenmiştir. Yapılan 5 adet test neticesinde ortalama geri kazanım oranı %92,2±9,90 (%69,0-%118) belirlenmiştir.

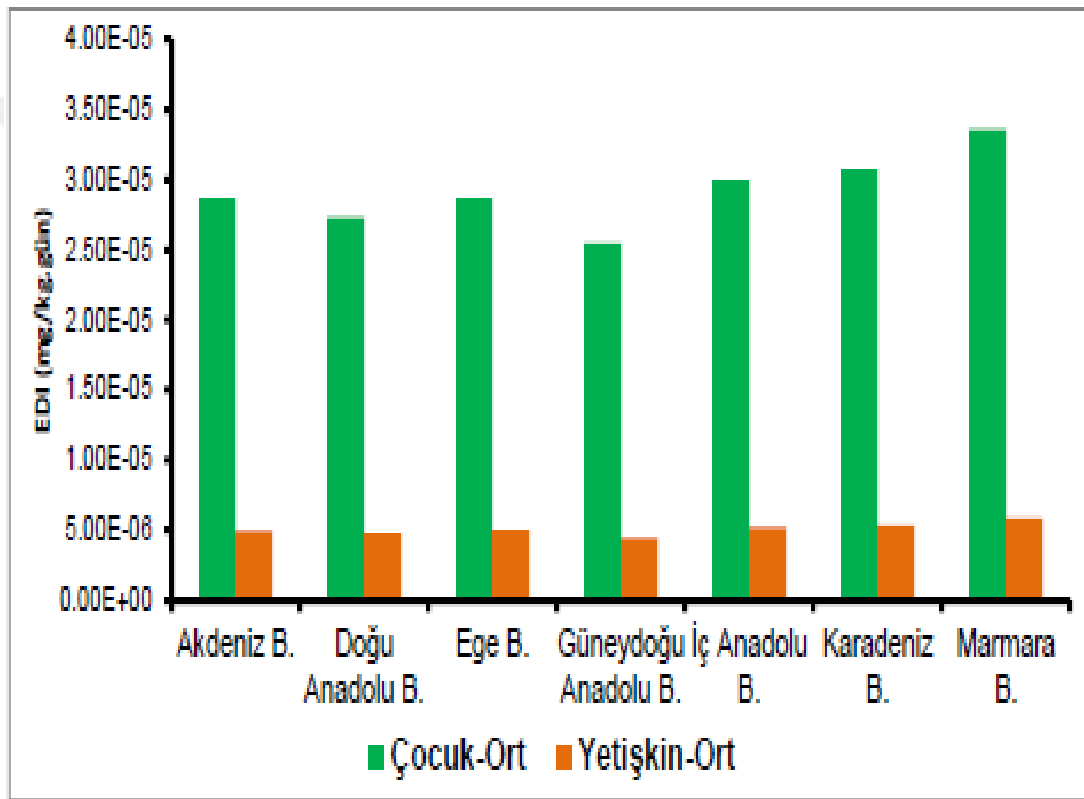
Tekrarlı Analiz Sonuçları: Analizlerin tekrarlanabilirliğinin belirlenmesi için 3 adet numune 3'er tekrarlı analize tabi tutulmuştur. Elde edilen sonuçların relatif standart sapma oranları Çizelge 4.26'de verilmiştir. Genel olarak sonuçların tekrarlanabilirlik oranı (%RSD) %20'den küçük olarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.26. Tekrarlı Analiz %RSD sonuçları

	Numune 1	Numune 2	Numune 3
Minimum	0,41	2,57	0,09
Maksimum	19,91	17,82	17,16
Ortalama±Standart Sapma	5,57±5,20	6,34±3,54	4,54±4,78

4.3.2. Tereyağı tüketimi ile mikrokirleticilere (PCB) maruziyet ve risk değerlendirmesi

Coğrafik bölgeler bazında, hem çocuklar hem de yetişkinler için günlük 25 g tereyağı tüketimi baz alınarak ortalama kirletici konsantrasyonları için elde edilen hedef kirleticiler maruziyet değerleri Şekil 4.16’da, minimum konsantrasyon, maksimum konsantrasyon ve medyan konsantrasyon bazlı maruziyet değerleri ise Çizelge 4.27’de verilmiştir. Hava konsantrasyonlarına benzer şekilde, en yüksek maruziyet durumu hem çocuklar hem de yetişkinler için Marmara Bölgesi’nde gözlemlenmiştir.



Şekil 4.16. Tereyağı örneklerinde ortalama EDI (mg/kg.gün) değerleri

Toksik Maddeler ve Hastalık Sicil Kuruluşu (ASTDR) tarafından PCB’ler için ağız yoluyla akut maruziyet MRL seviyesi (mg/kg/gün) 0,03; ağız yoluyla kronik maruziyet MRL seviyesi (mg/kg/gün) 0,02 olarak verilmiştir (ATSDR, 2017). Çizelge 4.27’de verilen maksimum konsantrasyonlar bazlı maruziyet değerleri baz alınsa dahi, hiç bir coğrafik bölgede tereyağı tüketimi kaynaklı $\Sigma 121$ PCB maruziyet değerinin akut veya kronik maruziyet limit değerlerini aşmadığı gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.27. Tereyağı örneklerinde EDI değerleri (mg/kg.gün)

EDI-çocuk				
	Minimum	Maksimum	Medyan	Ortalama
Akdeniz B.	1,89x10 ⁻⁵	3,65x10 ⁻⁵	2,79x10 ⁻⁵	2,86x10 ⁻⁵
Doğu Anadolu B.	1,54x10 ⁻⁵	4,62x10 ⁻⁵	2,68x10 ⁻⁵	2,73x10 ⁻⁵
Ege B.	1,41x10 ⁻⁵	5,68x10 ⁻⁵	2,52x10 ⁻⁵	2,87x10 ⁻⁵
Güneydoğu A. B.	2,51x10 ⁻⁵	2,58x10 ⁻⁵	2,55x10 ⁻⁵	2,55x10 ⁻⁵
İç Anadolu B.	2,03x10 ⁻⁵	5,63x10 ⁻⁵	2,80x10 ⁻⁵	2,99x10 ⁻⁵
Karadeniz B.	2,27x10 ⁻⁵	4,94x10 ⁻⁵	3,06x10 ⁻⁵	3,07x10 ⁻⁵
Marmara B.	2,74x10 ⁻⁵	4,67x10 ⁻⁵	3,14x10 ⁻⁵	3,36x10 ⁻⁵
EDI-yetişkin				
Akdeniz B.	3,28x10 ⁻⁶	6,34x10 ⁻⁶	4,86x10 ⁻⁶	4,98x10 ⁻⁶
Doğu Anadolu B.	2,68x10 ⁻⁶	8,03x10 ⁻⁶	4,66x10 ⁻⁶	4,75x10 ⁻⁶
Ege B.	2,45x10 ⁻⁶	9,89x10 ⁻⁶	4,38x10 ⁻⁶	5,00x10 ⁻⁶
Güneydoğu A. B.	4,37x10 ⁻⁶	4,49x10 ⁻⁶	4,43x10 ⁻⁶	4,43x10 ⁻⁶
İç Anadolu B.	3,53x10 ⁻⁶	9,80x10 ⁻⁶	4,88x10 ⁻⁶	5,21x10 ⁻⁶
Karadeniz B.	3,95x10 ⁻⁶	8,59x10 ⁻⁶	5,32x10 ⁻⁶	5,34x10 ⁻⁶
Marmara B.	4,78x10 ⁻⁶	8,12x10 ⁻⁶	5,46x10 ⁻⁶	5,85x10 ⁻⁶

Toksosite eşdeğerlik faktörleri (TEF) kullanılarak 2,3,7,8-tetrakloro dibenzo-p-dioksin (2,3,7,8-TCDD) eşdeğeri toksik eşdeğerliklerinin (TEQ) değerlendirilmesi: 2,3,7,8 TCDD eşdeğeri toksik eşdeğerlikler için literatürde verilen limit değerler;

- 14 pg TEQ/kg vücut ağırlığı:** 1881/2006 numaralı Avrupa Komisyonu Kanununa (AKK) göre dioksin ve dioksin-benzeri kimyasallar için haftalık olarak (EC, 2006; Roszko ve ark., 2014) verilen maruziyet değeri,
- 5,5 pg/g yağ:** çiğ süt veya tereyağını da içeren süt ürünleri için Dünya Sağlık Örgütü (WHO) PCB-TEQ maksimum değeri (yağ içeriği <%2 olan tereyağı için geçerli değildir) (EU, 2011) ,
- 40 ng/g yağ:** PCB-28, -52, -101, -138, -153 ve -180 kongenerlerinin toplam konsantrasyonunun maksimum değeri (yağ içeriği <%2 olan tereyağı için geçerli değildir) (EU, 2011) ve

- d) **1 ila 4 TEQ/kg vücut ağırlığı.gün:** WHO'ya göre PCB gibi kirleticiler için gıdalarda izin verilen miktar (van Leeuwen ve ark., 2000).

Dioksin-benzeri PCBler (dl-benzeri PCBler) için bildirilen TEF değerleri (Çizelge 2.7) kullanılarak TEQ değerleri belirlenerek dl-benzeri PCBler için haftalık TEQ değerlerinin limit değerleri aşıp aşmadığı belirlenmiştir (Denklem 4.2).

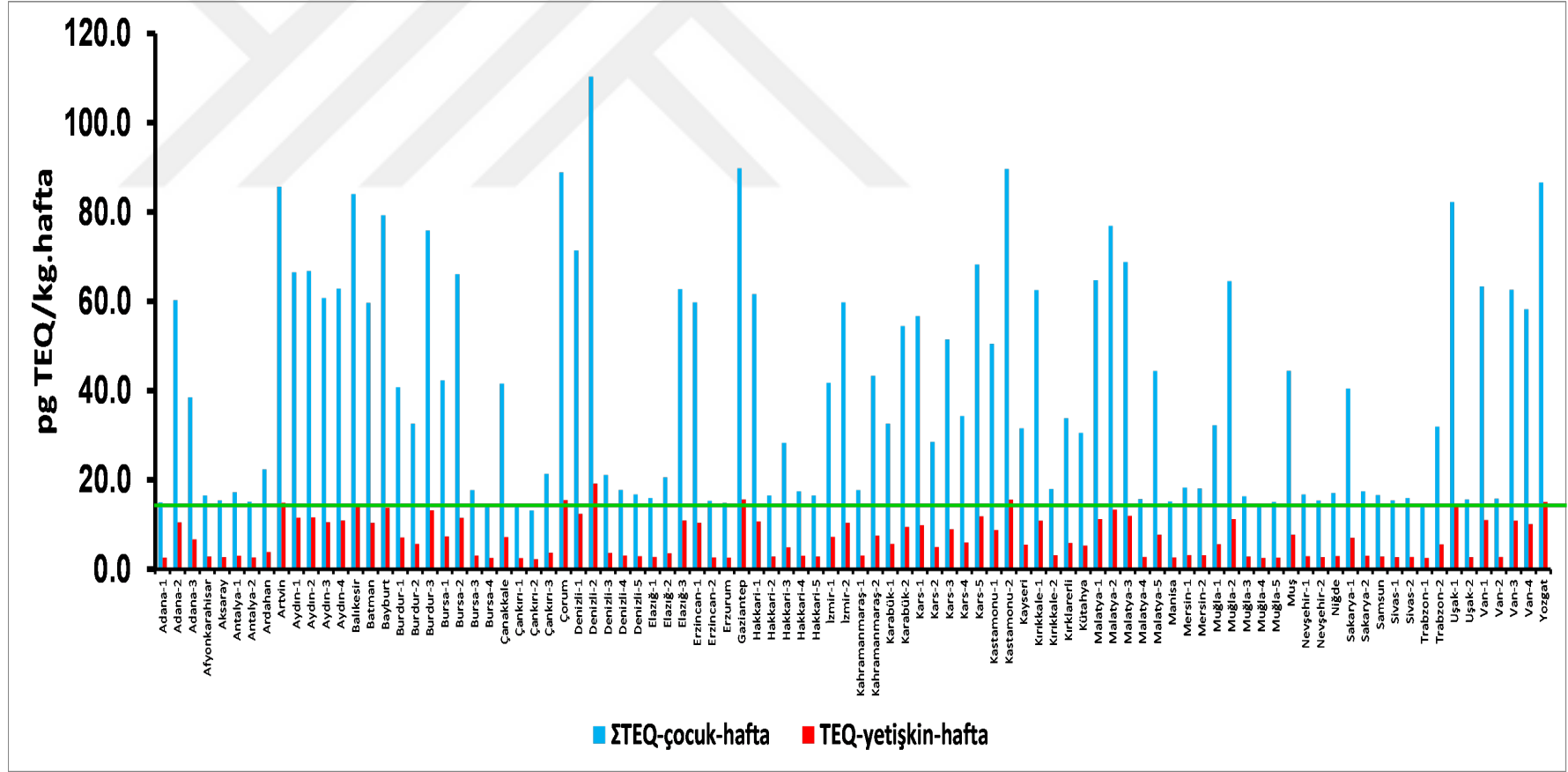
$$TEQ = \sum C_i \times TEF_i \quad (4.2)$$

Burada C_i = Numunedeki dl-benzeri PCB kongenerinin (i) konsantrasyonu; TEF_i = (i) kongeneri için bildirilen Toksisite eşdeğerlik faktörü; TEQ = 2,3,7,8-TCDD eşdeğeri toksisitedir.

Çalışma kapsamında incelenen tüm örneklerin lipid içeriği %0,68-%1,89 ($1,46 \pm 0,17$) aralığından olduğundan dolayı mevcut çalışmada belirlenen tereyağı tüketimi kaynaklı PCB maruziyet durumu açısından yukarıda b ve c maddelerinde listelenen limitler açısından (yağ içeriği <%2 olan tereyağı için geçerli olduğundan) herhangi bir değerlendirme yapılmamıştır.

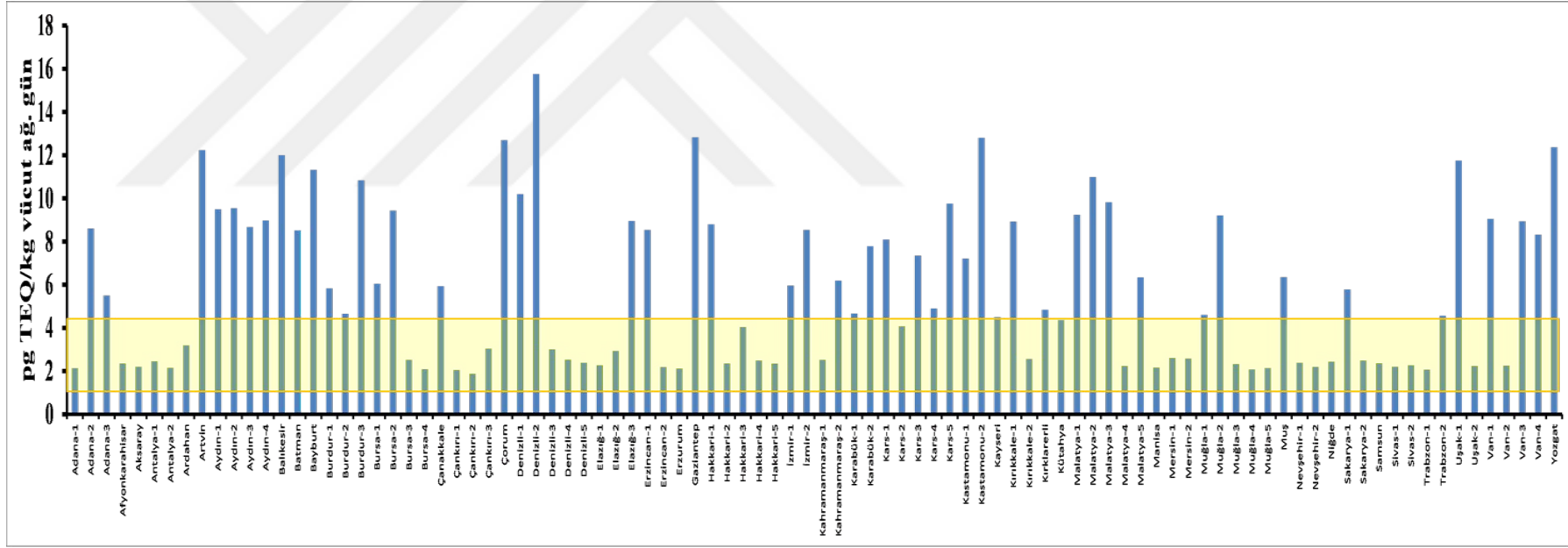
a) maddesine göre maruziyet limit değeri değerlendirmesi (Şekil 4.17): Elde edilen TEQ eşdeğeri maruziyet bulguları değerlendirildiğinde, haftalık bazda, yetişkinler için 1881/2006 numaralı Avrupa Komisyonu Kanununa (AKK) göre belirlenen limit değerin dioksin benzeri PCB'lere tereyağı tüketimi yoluyla maruziyet açısından nadiren aşıldığı görülürken, çocuklar için söz konusu 14 pg TEQ/kg vücut ağırlığı limit değerinin analiz edilen örneklerin çoğunluğunda sıklıkla aşıldığı görülmektedir.

d) maddesine göre maruziyet limit değeri değerlendirmesi (Şekil 4.18 ve Şekil 4.19): Elde edilen TEQ eşdeğeri maruziyet bulguları değerlendirildiğinde, günlük bazda, yetişkinler için WHO tarafından belirlenen limit değerin dioksin benzeri PCB'lere tereyağı tüketimi yoluyla maruziyet açısından sıklıkla limit ara değerlerine tekabül ettiği, çocuklar için ise söz konusu 1-4 pg TEQ/kg vücut ağırlığı limit değerinin analiz edilen örneklerin çoğunluğunda sıklıkla aşıldığı görülmektedir.



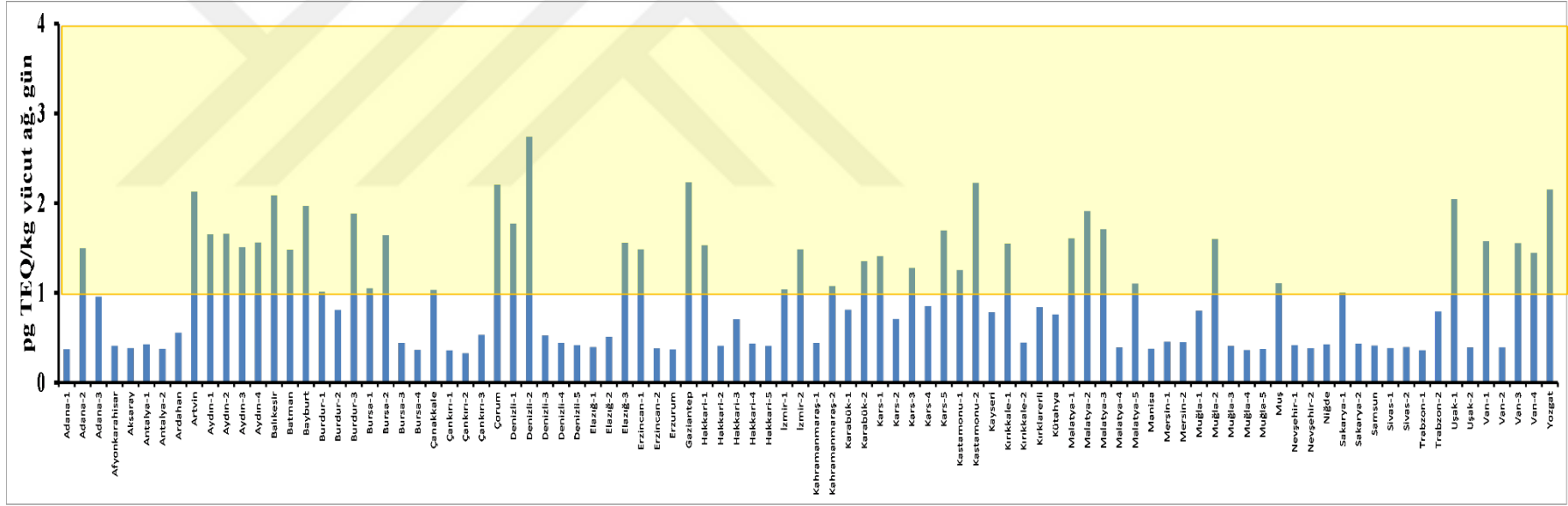
Şekil 4.17. Analiz edilen örneklerin tüketilmesi sonucunda ortaya çıkan TEQ eşdeğeri haftalık maruziyet değerleri

Not: yatay yeşil çizgi, 1881/2006 numaralı Avrupa Komisyonu Kanununa (AKK) göre belirlenen haftalık 14 TEQ/vücut ağırlığı limit değerini göstermektedir



Şekil 4.18. Analiz edilen örneklerin tüketilmesi sonucunda çocuklar için ortaya çıkan TEQ eşdeğeri günlük maruziyet değerleri

Not: sarı ile taralı alan WHO'ya göre PCB gibi kirleticiler için belirlenen günlük 1-4 pg TEQ/vücut ağırlığı limit değerini göstermektedir



Şekil 4.19. Analiz edilen örneklerin tüketilmesi sonucunda yetişkinler için ortaya çıkan TEQ eşdeğeri günlük maruziyet değerleri

Not: sarı ile taralı alan WHO'ya göre PCB gibi kirleticiler için belirlenen günlük 1-4 pg TEQ/vücut ağırlığı limit değerini göstermektedir

5. SONUÇ

Bu çalışma kapsamında günlük yaşantımızda katı ve sıvı besinlerin tüketilmesi ve iç ortamlarda geçirilen zaman ile mikrokirleticilere maruz kalma değerlendirmesi yapılmıştır. Konsantrasyon belirleme çalışmaları hedef kirleticilerin (fitalatlar, bisfenoller, PCB'ler ve ağır metaller) tüm örneklerde (iç ortam tozu, ambalajlı içme suyu, PET şişe ve tereyağı örnekleri) belirlenebilir düzeyde olduğunu göstermiştir.

İç ortamlarda organik ve inorganik mikrokirleticiler evlerin karakteristik özelliklerine göre (bina yaşı, ana caddelere yakınlık evde kullanılan mobilyalar, yapı malzemelerinin özellikleri vb.) değişiklik göstermektedir. Sadece pandemi durumları nedeniyle değil, değişen dünyanın değişen çalışma alışkanlıkları ve çalışma saatleri nedeniyle de kapalı ortamlarda kalış sürelerimizde muhtemel artışlar yaşandığından, iç hava kalitesi halk sağlığı politikasında kritik bir faktör olarak kabul edilmelidir. İç ortam toz örnekleri için ağır metal ve fitalat konsantrasyonları ulusal ve uluslararası literatürde tespit edilenlere benzer sonuçlar göstermiştir. Bilindiği kadarıyla, Türkiye'de veya dünyanın başka bir yerinde tozlarda ağır metal ve fitalatlar için herhangi bir toz kılavuzu bulunmamaktadır. Bu nedenle, iç ortam tozundaki ağır metal konsantrasyonları toprak yönergeleri ile karşılaştırılırken fitalat konsantrasyonları için karşılaştırma yapılamamıştır. Toprak Kalitesi Yönetmeliği (Türk-TKY)'nde ağır metaller için yutma ve dermal temas yolları için verilen limit değerler yalnızca As için aşılmıştır. Evcil hayvan sahibi olma, klima kullanımı, ana caddeye yakınlık, evde yaşayan kişi sayısı ve bina yaşı gibi evin karakteristik özellikleri ile metal konsantrasyonları arasında anlamlı ilişki bulunmuştur. Buna karşın, evlerin süpürülme sıklığı, havalandırma, evin bulunduğu kat, zemin kaplaması, duvar boya rengi ve evde sigara içilmesi durumu ile metal konsantrasyonları arasında anlamlı ilişki tespit edilememiştir. Fitalat konsantrasyonları ve zemin malzemesi, sprey temizlik ürünü kullanımı ve evcil hayvan sahibi olma durumları arasında anlamlı ilişki bulunurken sigara, evlerin temizlenme sıklığı, evde yaşayan kişi sayısı, evde koku giderici deodorant veya oda parfümü kullanımı gibi özellikler arasında anlamlı ilişki bulunmamıştır. PMF analiz sonuçlarına göre, ağır metal faktör kaynakları dış mekan tozu, halılar/mobilyalar, lehimler, duvar boyası/kömür yanması, sigara dumanı/duvar tozu olarak, fitalat faktör kaynakları ise evde kullanılan plastikler, ürün ambalajları, kozmetik ve kişisel bakım ürünleri, inşaat malzemeleri/ev mobilyaları ve deterjan gibi kokulu temizlik ürünleri olarak belirlenmiştir. İç ortam toz örneklerinde maruziyet değerlendirmesinde ise belirlenen bütün mikrokirleticiler (fitalat, ağır metal) için çocuk ve yetişkinlerde hesaplanan kanserojenik

olmayan riski ifade eden toplam tehlike indeksi (HI) değerleri USEPA tarafından belirlenen güvenli sınırın ($HI < 1$) altında bulunmuştur. Bunun yanında kanserojenik riski ifade eden toplam kanserojenik risk (CR) değerleri ise iç ortam tozu örneklerinde tespit edilen benzil bütıl fitalat (BBP) hariç USEPA tarafından belirlenen güvenli sınırın (10^{-6} - 10^{-4}) altında bulunmuştur. Çalışma sonucunda risk seviyeleri çoğunlukla güvenli limitlerin altında bulunsada iç ortam tozlarındaki organik ve inorganik mikrokirletici seviyelerinin büyük değişkenlik gösterebileceği gözlemlenmiştir. Evin bilinçsizce seçilmiş özelliklerinin, bu kirleticilere maruz kalmanın artmasına ve ardından sağlık risklerinin artmasına neden olabileceği sonucuna varılabilir. Bununla birlikte, mevcut çalışmadaki toz örneklerinin sayısının hala küçük bir örneklem boyutu olarak kabul edildiği akılda tutulmalıdır, bu nedenle, mevcut çalışmanın sonuçlarının Türkiye'deki veya Ankara'daki tüm iç ortamları temsil ettiği şeklinde alınamayacağı vurgulanmalıdır.

Ambalajlı içme suları ve PET şişelerde analiz edilen fitalat ve bisfenol konsantrasyonları ulusal ve uluslararası literatürde tespit edilenlere benzer sonuçlar göstermiştir. Fitalat konsantrasyon sonuçları gıda ile temas etmesi amaçlanan plastik malzemeler ve eşyalara ilişkin Yönetmelik (EU) 10/2011 ve Türk Gıda Kodeksi (Resmi-Gazete, 2008)'nde verilen limit değerlerin altında bulunmuştur. Ancak ambalajlı içme sularının tüketilmesi ve PET şişelere dermal temas yollarıyla maruziyet değerlendirmesinde kanserojenik risk BBP için USEPA tarafından belirlenen güvenli sınırın (10^{-6} - 10^{-4}) üzerinde bulunmuştur. Ambalajlı içme suları ve PET şişelerde analiz edilen fitalat konsantrasyonlarının sonuçları, bu ortamlarda organik mikrokirleticilerin potansiyel sağlık riskini azaltmak için daha sıkı ölçümlere ihtiyaç olduğunu göstermiştir. Ancak, su, gıdalar ve hava dahil olmak üzere farklı yollarla doğrudan ve dolaylı insan maruziyeti nedeniyle insan sağlığına yönelik potansiyel riski değerlendirmek için daha fazla araştırmaya ihtiyaç vardır. Depolama sırasında çeşitli önlemler (yüksek sıcaklıklardan, uzun depolama süresinden ve UV radyasyonundan kaçınarak) alınarak fitalatların PET şişelerden sulara ve çevresel ortamlara geçişi sınırlandırılabilir. Ayrıca, bu çalışmada elde edilen sonuçlar, sağlık bakanlıkları gibi kuruluşlara bir ölçüt olarak katkı sağlayabilir.

Tereyağı bir KOK türü olan PCB'lerin ve muhtemelen diğer KOKların da atmosferik konsantrasyonlarının zamansal ve mekansal değişiminin izlenmesi için kullanılabilecek uygun bir örnekleme matrisidir. Bununla birlikte, unutulmaması gereken önemli hususlardan bir tanesi hava konsantrasyonları dışındaki faktörlerin-örneğin hava-bitki dağılımı, mevsimsel ve sıcaklığa bağlı dağılımlar, hayvanların beslendiği bitki türleri, hayvanların beslendiği/barındığı

alandaki toprakların kirletici içerikleri, süt ve ürünü üretim uygulamalarının tereyağındaki kimyasal konsantrasyonlarını etkileyebileceğidir. Bununla birlikte, uygun kontroller, güvenceler ve daha fazla araştırma ile tereyağının hükümetler ve uluslararası kuruluşlar tarafından KOK'ların bölgesel/küresel dağılımını ve ulusal koşullar altında atmosfere emisyonlarını azaltmak için uluslararası tedbirlerin etkinliğini izlemek için uygun bir matris olarak kullanılabileceği öngörülmektedir. Tereyağı örneklerinde belirlenen PCB konsantrasyonları gıda maddelerindeki belirli kontaminantlar için maksimum seviyeleri belirleyen 19 Aralık 2006 tarihli (EC) 1881/2006 sayılı Komisyon Yönetmeliğine (EC, 2006) göre yenilebilir sıvı ve katı yağlarda PCB'ler için verilen limit değerin (40 ng/g lipid) altında bulunmuştur. Tereyağı örneklerinde tespit edilen PCB konsantrasyonları kullanılarak hesaplanan hava konsantrasyonları tüm coğrafik bölgeler için benzerlik sergilemekle birlikte sanayileşmenin yoğun olduğu Marmara Bölgesi ve Ege Bölgesi, tarımsal faaliyetlerin yoğun olduğu Akdeniz Bölgesi daha yüksek hava konsantrasyonları göstermiştir. Maruziyet değerlendirmesinde elde edilen sonuçlara göre yetişkinler ve çocuklar için Toksik Maddeler ve Hastalık Sicil Kuruluşu (ASTDR) tarafından PCB'ler için ağız yoluyla akut (0,03 mg/kg/gün) ve kronik maruziyet MRL seviyeleri (0,02 mg/kg/gün) olarak verilen sınır değerler aşılmamıştır. Elde edilen TEQ eşdeğeri maruziyet bulguları değerlendirildiğinde, haftalık bazda, yetişkinler için 1881/2006 numaralı Avrupa Komisyonu Kanununa (AKK) göre belirlenen limit değerin dioksin benzeri PCB'lere tereyağı tüketimi yoluyla maruziyet açısından nadiren aşıldığı görülürken, çocuklar için söz konusu 14 pg TEQ/kg vücut ağırlığı limit değerinin analiz edilen örneklerin çoğunluğunda sıklıkla aşıldığı görülmektedir. Bunun yanında günlük bazda, yetişkinler için WHO tarafından belirlenen limit değerin dioksin benzeri PCB'lere tereyağı tüketimi yoluyla maruziyet açısından sıklıkla limit ara değerlerine tekabül ettiği, çocuklar için ise söz konusu 1-4 pg TEQ/kg vücut ağırlığı limit değerinin analiz edilen örneklerin çoğunluğunda sıklıkla aşıldığı görülmektedir.

KAYNAKLAR

- Abad, E., Llerena, J. J., Sauló, J., Caixach, J., ve Rivera, J. (2002). Study on PCDDs/PCDFs and co-PCBs content in food samples from Catalonia (Spain). *Chemosphere*, 46(9-10), 1435-1441.
- Abagale, S., Twumasi, S., ve Awudza, J. (2013). Chemical studies on the composition of natural paint pigment materials from the Kassena-Nankana district of the upper east region of Ghana. *Chem. and Materials Research*, 3, 13-22.
- Abdel daiem, M. M., Rivera-Utrilla, J., Ocampo-Pérez, R., Méndez-Díaz, J. D., ve Sánchez-Polo, M. (2012). Environmental impact of phthalic acid esters and their removal from water and sediments by different technologies—a review. *Journal of Environmental Management*, 109, 164-178.
- Abtahi, M., Dobaradaran, S., Torabbeigi, M., Jorfi, S., Gholamnia, R., Koolivand, A., Darabi, H., Kavousi, A., ve Saeedi, R. (2019). Health risk of phthalates in water environment: occurrence in water resources, bottled water, and tap water, and burden of disease from exposure through drinking water in Tehran, Iran. *Environmental research*, 173, 469-479.
- Adimalla, N., Chen, J., ve Qian, H. (2020). Spatial characteristics of heavy metal contamination and potential human health risk assessment of urban soils: A case study from an urban region of South India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 194, 110406.
- Aemig, Q., Hélias, A., ve Patureau, D. (2021). Impact assessment of a large panel of organic and inorganic micropollutants released by wastewater treatment plants at the scale of France. *Water Research*, 188, 116524.
- Ahbab, M. A., ve Barlas, N. (2013). Developmental effects of prenatal di-n-hexyl phthalate and dicyclohexyl phthalate exposure on reproductive tract of male rats: Postnatal outcomes. *Food Chemical Toxicology*, 51, 123-136.
- Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., Guo, W., Thomaidis, N. S., ve Xu, J. (2017). Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: a critical review. *Journal of hazardous materials*, 323, 274-298.
- Aksoy, A., Dervisoglu, M., Guvenc, D., Gul, O., Yazici, F., ve Atmaca, E. (2013). Levels of organochlorine pesticide residues in butter samples collected from the Black Sea Region of Turkey. *Bulletin of environmental contamination toxicology letters*, 90(1), 110-115.
- Al-Harbi, M., Alhajri, I., ve Whalen, J. K. (2021). Characteristics and health risk assessment of heavy metal contamination from dust collected on household HVAC air filters. *Chemosphere*, 130276.
- Al-Khashman, O. A. (2004). Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. *Atmospheric Environment*, 38(39), 6803-6812.
- Al-Madanat, O., Jiries, A., Batarseh, M., Al-Nasir, F., ve Science. (2017). Indoor and Outdoor Pollution with Heavy Metals in Al-Karak City, Jordan. *Journal of International Environmental Application and Science*, 12(2), 131-139.
- Al-Rajhi, M., Seaward, M., ve Al-Aamer, A. (1996). Metal levels in indoor and outdoor dust in Riyadh, Saudi Arabia. *Environment international*, 22(3), 315-324.
- Al-Saleh, I., Shinwari, N., ve Alsabbaheen, A. (2011). Phthalates residues in plastic bottled waters. *The Journal of toxicological sciences*, 36(4), 469-478.
- Albar, H. M. S. A., Ali, N., Shahzad, K., Ismail, I. M. I., Rashid, M. I., Wang, W., Ali, L. N., ve Eqani, S. A. M. A. S. (2017). Phthalate esters in settled dust of different indoor

- microenvironments; source of non-dietary human exposure. *Microchemical journal*, 132, 227-232.
- Alfarhani, B. F., Al-Tameem, M., Fadhel, A. A., Hammza, R. A., ve Kadhem, M. I. (2019). Endocrine disrupting Bisphenol A detection in different water samples in Iraq. *Journal of Physics: Conference Series*,
- Ali, N., Alhakamy, N. A., Ismail, I. M., Nazar, E., Summan, A. S., Shah Eqani, S. A. M. A., ve Malarvannan, G. (2021). Exposure to phthalate and organophosphate esters via indoor dust and PM10 is a cause of concern for the exposed Saudi population. *International journal of environmental research public health*, 18(4), 2125.
- Allen, G., Vaughan, G., Bower, K., Williams, P., Crosier, J., Flynn, M., Connolly, P., Hamilton, J., Lee, J., ve Saxton, J. (2008). Aerosol and trace gas measurements in the Darwin area during the wet season. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D6).
- Almeida, S., Raposo, A., Almeida-González, M., Carrascosa, C. J. C. R. i. F. S., ve Safety, F. (2018). Bisphenol A: Food exposure and impact on human health. 17(6), 1503-1517.
- Amiridou, D., ve Voutsas, D. (2011). Alkylphenols and phthalates in bottled waters. *Journal of hazardous materials*, 185(1), 281-286.
- Andújar, N., Gálvez-Ontiveros, Y., Zafra-Gómez, A., Rodrigo, L., Álvarez-Cubero, M. J., Aguilera, M., Monteagudo, C., ve Rivas, A. (2019). Bisphenol A analogues in food and their hormonal and obesogenic effects: a review. *Nutrients*, 11(9), 2136.
- Arnold, S. M., Clark, K. E., Staples, C. A., Klecka, G. M., Dimond, S. S., Caspers, N., ve Hentges, S. G. (2013). Relevance of drinking water as a source of human exposure to bisphenol A. *Journal of Exposure Science Environmental Epidemiology*, 23(2), 137-144.
- Arruti, A., Fernández-Olmo, I., ve Irabien, Á. (2010). Evaluation of the contribution of local sources to trace metals levels in urban PM2. 5 and PM10 in the Cantabria region (Northern Spain). *Journal of Environmental Monitoring*, 12(7), 1451-1458.
- Arslan, M., Ullah, I., Müller, J. A., Shahid, N., ve Afzal, M. (2017). Organic micropollutants in the environment: ecotoxicity potential and methods for remediation. *Enhancing cleanup of environmental pollutants*, 65-99.
- Ashraf, M. W. (2012). Levels of heavy metals in popular cigarette brands and exposure to these metals via smoking. *The Scientific World Journal*, 2012.
- ATSDR. (1995). Toxicological profile for diethyl phthalate. In: Agency for Toxic Substances & Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services.
- ATSDR. (2005). Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Toxicological profile for di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp9-p.pdf>
- ATSDR. (2017). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances. In.
- Baars, A., Bakker, M. I., Baumann, R. A., Boon, P. E., Freijer, J. I., Hoogenboom, L. A., Hoogerbrugge, R., Van Klaveren, J., Liem, A. D., ve Traag, W. A. (2004). Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands. *Toxicology letters*, 151(1), 51-61.
- Babaei, P., Durukan, I., ve Güllü, G. (2015). Heavy metal concentration of house dust International Conference on Civil and Environmental Engineering (ICOCEE – Cappadocia 2015), Nevsehir, Turkey.
- Bach, C., Dauchy, X., Chagnon, M.-C., ve Etienne, S. (2012). Chemical compounds and toxicological assessments of drinking water stored in polyethylene terephthalate (PET) bottles: a source of controversy reviewed. *Water Research*, 46(3), 571-583.
- Balafas, D., Shaw, K., ve Whitfield, F. (1999). Phthalate and adipate esters in Australian packaging materials. *Food chemistry*, 65(3), 279-287.

- Baldassarri, L., Bocca, A., Didomenico, A., Fulgenzi, A., Iacovella, N., ve Larocca, C. (1995). PCB contamination in samples from the Italian diet, dairy products, and agricultural soil. *Microchemical journal*, 51(1-2), 191-197.
- Ballschmiter, K., ve Zell, M. (1980). Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius' Zeitschrift Für Analytische Chemie*, 302(1), 20-31.
- Bamai, Y. A., Shibata, E., Saito, I., Araki, A., Kanazawa, A., Morimoto, K., Nakayama, K., Tanaka, M., Takigawa, T., ve Yoshimura, T. (2014). Exposure to house dust phthalates in relation to asthma and allergies in both children and adults. *Science of the Total Environment*, 485, 153-163.
- Barbieri, M. (2016). The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination. *J Geol Geophys*, 5(1), 1-4.
- Barciela-Alonso, M. C., Otero-Lavandeira, N., ve Bermejo-Barrera, P. (2017). Solid phase extraction using molecular imprinted polymers for phthalate determination in water and wine samples by HPLC-ESI-MS. *Microchemical journal*, 132, 233-237.
- Başaran, B., Soylu, G. N., ve Yılmaz Civan, M. (2020). Concentration of phthalate esters in indoor and outdoor dust in Kocaeli, Turkey: implications for human exposure and risk. *Environmental Science Pollution Research*, 27(2), 1808-1824.
- Beamer, P., Key, M. E., Ferguson, A. C., Canales, R. A., Auyeung, W., ve Leckie, J. O. (2008). Quantified activity pattern data from 6 to 27-month-old farmworker children for use in exposure assessment. *Environmental research*, 108(2), 239-246.
- Becker, F., Marcantonio, F., Datta, S., Wichterich, C., Cizmas, L., Surber, J., Kennedy, K., ve Bowles, E. (2022a). Tracking the source of contaminant lead in children's blood. *Environmental research*, 212, 113307.
- Becker, F., Marcantonio, F., Datta, S., Wichterich, C., Cizmas, L., Surber, J., Kennedy, K., ve Bowles, E. J. E. R. (2022b). Tracking the source of contaminant lead in children's blood. *212*, 113307.
- Bergh, C., Torgrip, R., Emenius, G., ve Östman, C. (2011). Organophosphate and phthalate esters in air and settled dust—a multi-location indoor study. *Indoor air*, 21(1), 67-76.
- Bergman, Å., Rydén, A., Law, R. J., de Boer, J., Covaci, A., Alae, M., Birnbaum, L., Petreas, M., Rose, M., ve Sakai, S. (2012). A novel abbreviation standard for organobromine, organochlorine and organophosphorus flame retardants and some characteristics of the chemicals. *Environment international*, 49, 57-82.
- Berny, P. J., Cote, L. M., ve Buck, W. B. (1994). Relationship between soil lead, dust lead, and blood lead concentrations in pets and their owners: evaluation of soil lead threshold values. *Environmental research*, 67(1), 84-97.
- Bi, C., Maestre, J. P., Li, H., Zhang, G., Givchchi, R., Mahdavi, A., Kinney, K. A., Siegel, J., Horner, S. D., ve Xu, Y. (2018). Phthalates and organophosphates in settled dust and HVAC filter dust of US low-income homes: association with season, building characteristics, and childhood asthma. *Environment international*, 121, 916-930.
- Bi, X., Yuan, S., Pan, X., Winstead, C., ve Wang, Q. (2015). Comparison, association, and risk assessment of phthalates in floor dust at different indoor environments in Delaware, USA. *Journal of Environmental Science Health, Part A*, 50(14), 1428-1439.
- Bibaj, E., Lysigaki, K., Nolan, J., Seyedsalehi, M., Deliyanni, E., Mitropoulos, A., ve Kyzas, G. (2019). Activated carbons from banana peels for the removal of nickel ions. *International Journal of Environmental Science Technology*, 16(2), 667-680.
- Biver, M., Turner, A., ve Filella, M. (2021). Antimony release from polyester textiles by artificial sweat solutions: A call for a standardized procedure. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 119, 104824.

- Blanchard, O., Glorennec, P., Mercier, F., Bonvallot, N., Chevrier, C., Ramalho, O., Mandin, C., ve Bot, B. L. (2014). Semivolatile organic compounds in indoor air and settled dust in 30 French dwellings. *Environmental science technology*, 48(7), 3959-3969.
- Boada, L. D., Sangil, M., Álvarez-León, E. E., Hernández-Rodríguez, G., Henríquez-Hernández, L. A., Camacho, M., Zumbado, M., Serra-Majem, L., ve Luzardo, O. P. (2014). Consumption of foods of animal origin as determinant of contamination by organochlorine pesticides and polychlorobiphenyls: results from a population-based study in Spain. *Chemosphere*, 114, 121-128.
- Bolognesi, C., Castoldi, A. F., Crebelli, R., Barthélémy, E., Maurici, D., Wölfle, D., Volk, K., ve Castle, L. (2017). Genotoxicity testing approaches for the safety assessment of substances used in food contact materials prior to their authorization in the European Union. *Environmental Molecular Mutagenesis*, 58(5), 361-374.
- Bornehag, C.-G., Sundell, J., Weschler, C. J., Sigsgaard, T., Lundgren, B., Hasselgren, M., ve Hägerhed-Engman, L. (2004). The association between asthma and allergic symptoms in children and phthalates in house dust: a nested case-control study. *Environmental health perspectives*, 112(14), 1393-1397.
- Borirukwisitsak, S., Keenan, H. E., ve Gauchotte-Lindsay, C. (2012). Effects of salinity, pH and temperature on the octanol-water partition coefficient of bisphenol A. *International Journal of Environmental Science Development*, 3(5), 460.
- Bošnjir, J., Puntarić, D., Galić, A., Škes, I., Dijanić, T., Klarić, M., Grgić, M., Čurković, M., ve Šmit, Z. (2007). Migration of phthalates from plastic containers into soft drinks and mineral water. *Food Technology Biotechnology*, 45(1), 91-95.
- Bozkurt, Z., Arslanbaş, D., Pekey, H., Pekey, B., Zararsız, A., Doğan, G., Dumanoglu, Y. S., Bayram, A., Efe, N., ve Tuncel, G. (2007). *Kocaeli'de Farklı Mikroçevrelerde Uçucu Organik Bileşikler, Ağır Metaller ve İnorganik Gaz Fazı Kirleticilerin İç ve Dış Ortam Seviyelerinin Belirlenmesi* V111. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, 25-28 Ekim 2007, İzmir.
- Böhlndt, A., Schierl, R., Diemer, J., Koch, C., Bolte, G., Kiranoglu, M., Fromme, H., ve Nowak, D. (2012). High concentrations of cadmium, cerium and lanthanum in indoor air due to environmental tobacco smoke. *Science of the Total Environment*, 414, 738-741.
- Brack, W., Altenburger, R., Schüürmann, G., Krauss, M., Herráez, D. L., van Gils, J., Slobodnik, J., Munthe, J., Gawlik, B. M., ve van Wezel, A. (2015). The SOLUTIONS project: challenges and responses for present and future emerging pollutants in land and water resources management. *Science of the Total Environment*, 503, 22-31.
- Bradl, H. (2005). *Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation* (Vol. 6). Academic Press.
- Breivik, K., Gioia, R., Chakraborty, P., Zhang, G., ve Jones, K. C. (2011). Are reductions in industrial organic contaminants emissions in rich countries achieved partly by export of toxic wastes? *Environmental science technology*, 45(21), 9154-9160.
- Bu, Z., Zhang, Y., Mmereki, D., Yu, W., ve Li, B. (2016). Indoor phthalate concentration in residential apartments in Chongqing, China: Implications for preschool children's exposure and risk assessment. *Atmospheric Environment*, 127, 34-45.
- Buckland, S. J., Scobie, S., Heslop, V. R., ve Hannah, M. L. (1998). *Concentrations of PCDDs, PCDFs and PCBs in retail foods and an assessment of dietary intake for New Zealanders*. Organochlorines Programme, Ministry for the Environment.
- Bueno, M. M., Gomez, M., Herrera, S., Hernando, M., Agüera, A., ve Fernández-Alba, A. (2012). Occurrence and persistence of organic emerging contaminants and priority pollutants in five sewage treatment plants of Spain: two years pilot survey monitoring. *Environmental Pollution*, 164, 267-273.

- Buljovčić, M., Živančev, J., Antić, I., ve Đurišić-Mladenović, N. (2022). Heavy elements in indoor dust from Serbian households: pollution status, sources, and potential health risks. *International Journal of Environmental Health Research*, 1-11.
- Bulut, S., Akkaya, L., Gok, V., ve Konuk, M. (2010). Organochlorine pesticide residues in butter and kaymak in Afyonkarahisar, Turkey. *Journal of Animal Veterinary Advances*, 9(22), 2797-2801.
- BWM. (2018). *Global industry analysis, size, share, growth, trends, and forecast 2017–2025. Bottled Water Market*. Retrieved 29.11.2022 from <https://www.transparencymarketresearch.com/logistics-market.html>
- Caban, M., ve Stepnowski, P. (2020). Determination of bisphenol A in size fractions of indoor dust from several microenvironments. *Microchemical Journal*, 153, 104392.
- Cao, S., Duan, X., Zhao, X., Chen, Y., Wang, B., Sun, C., Zheng, B., ve Wei, F. (2016). Health risks of children's cumulative and aggregative exposure to metals and metalloids in a typical urban environment in China. *Chemosphere*, 147, 404-411.
- Cao, S., Duan, X., Zhao, X., Wang, B., Ma, J., Fan, D., Sun, C., He, B., Wei, F., ve Jiang, G. (2015). Health risk assessment of various metal (loid) s via multiple exposure pathways on children living near a typical lead-acid battery plant, China. *Environmental Pollution*, 200, 16-23.
- Cao, X.-L. (2008). Determination of phthalates and adipate in bottled water by headspace solid-phase microextraction and gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1178(1-2), 231-238.
- Cao, X.-L., ve Corriveau, J. (2008). Survey of bisphenol A in bottled water products in Canada. *Food Additives Contaminants*, 1(2), 161-164.
- Capozzi, F., Di Palma, A., Adamo, P., Sorrentino, M., Giordano, S., ve Spagnuolo, V. (2019). Indoor vs. outdoor airborne element array: A novel approach using moss bags to explore possible pollution sources. *Environmental Pollution*, 249, 566-572.
- Cariou, R., Larvor, F., Monteau, F., Marchand, P., Bichon, E., Dervilly-Pinel, G., Antignac, J.-P., ve Le Bizec, B. (2016). Measurement of phthalates diesters in food using gas chromatography–tandem mass spectrometry. *Food chemistry*, 196, 211-219.
- Casajuana, N., ve Lacorte, S. (2003). Presence and release of phthalic esters and other endocrine disrupting compounds in drinking water. *Chromatographia*, 57(9), 649-655.
- Canadian Soil Quality Guideline (residential/parkland), (2014).
- Chattopadhyay, G., Lin, K. C.-P., ve Feitz, A. J. (2003). Household dust metal levels in the Sydney metropolitan area. *Environmental research*, 93(3), 301-307.
- Cheng, Z., Chen, L.-J., Li, H.-H., Lin, J.-Q., Yang, Z.-B., Yang, Y.-X., Xu, X.-X., Xian, J.-R., Shao, J.-R., ve Zhu, X.-M. (2018). Characteristics and health risk assessment of heavy metals exposure via household dust from urban area in Chengdu, China. *Science of the Total Environment*, 619, 621-629.
- Chovancová, J., Kočan, A., ve Jursa, S. (2005). PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in food of animal origin (Slovakia). *Chemosphere*, 61(9), 1305-1311.
- Cincotta, F., Verzera, A., Tripodi, G., Condurso, C., ve Technology. (2018). Non-intentionally added substances in PET bottled mineral water during the shelf-life. *European Food Research*, 244(3), 433-439.
- Clayton, E. M., Todd, M., Dowd, J. B., ve Aiello, A. E. (2011). The impact of bisphenol A and triclosan on immune parameters in the US population, NHANES 2003–2006. *Environmental health perspectives*, 119(3), 390-396.
- Cocârță, D., Neamțu, S., Deac, A. R., ve technology. (2016). Carcinogenic risk evaluation for human health risk assessment from soils contaminated with heavy metals. *International journal of environmental science*, 13(8), 2025-2036. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1031-2>

- Colin, A., Bach, C., Rosin, C., Munoz, J.-F., ve Dauchy, X. (2014). Is drinking water a major route of human exposure to alkylphenol and bisphenol contaminants in France? *Archives of environmental contamination toxicology letters*, 66(1), 86-99.
- Colt, J. S. (1998). Comparison of pesticides and other compounds in carpet dust samples collected from used vacuum cleaner bags and from a high-volume surface sampler. *Environmental health perspectives*, 106(11), 721-724.
- Colt, J. S., Gunier, R. B., Metayer, C., Nishioka, M. G., Bell, E. M., Reynolds, P., Buffler, P. A., ve Ward, M. H. (2008). Household vacuum cleaners vs. the high-volume surface sampler for collection of carpet dust samples in epidemiologic studies of children. *Environmental health perspectives*, 7(1), 1-9.
- DanishEPA. (2013). Danish Environmental Protection Agency. Phthalate strategy. In. Copenhagen, Denmark.
- Darus, F. M., Nasir, R. A., Sumari, S. M., Ismail, Z. S., ve Omar, N. A. (2012). Heavy metals composition of indoor dust in nursery schools building. *Procedia-Social Behavioral Sciences*, 38, 169-175.
- Dehghani, S., Moore, F., Keshavarzi, B., ve Beverley, A. H. (2017). Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 136, 92-103.
- Domínguez-Morueco, N., González-Alonso, S., ve Valcárcel, Y. (2014). Phthalate occurrence in rivers and tap water from central Spain. *Science of the total environment*, 500, 139-146.
- Dong, X., Yang, C., Zhang, R., Tao, S., Han, W., Wang, Y., Xie, Q., Chen, J., ve Li, X. (2022). Occurrence, exposure and risk assessment of semi-volatile organic compounds in Chinese homes. *Environmental Pollution*, 119550.
- Doyi, I. N., Isley, C. F., Soltani, N. S., ve Taylor, M. P. (2019). Human exposure and risk associated with trace element concentrations in indoor dust from Australian homes. *Environment international*, 133, 105125.
- Dreolin, N., Aznar, M., Moret, S., ve Nerin, C. (2019). Development and validation of a LC-MS/MS method for the analysis of bisphenol a in polyethylene terephthalate. *Food chemistry*, 274, 246-253.
- Dualde, P., Pardo, O., Corpas-Burgos, F., Kuligowski, J., Gormaz, M., Vento, M., Pastor, A., ve Yusà, V. (2019). Biomonitoring of bisphenols A, F, S in human milk and probabilistic risk assessment for breastfed infants. *Science of the Total Environment*, 668, 797-805.
- Duan, L., Chen, Q., ve Duan, S. (2019). Transcriptional analysis of Chlorella pyrenoidosa exposed to bisphenol A. *International journal of environmental research public health*, 16(8), 1374.
- Duan, Y., Yao, Y., Wang, B., Han, L., Wang, L., Sun, H., ve Chen, L. (2018). Association of urinary concentrations of bisphenols with type 2 diabetes mellitus: a case-control study. *Environmental Pollution*, 243, 1719-1726.
- Duan, Z., Wang, J., Cai, X., Wu, Y., ve Xuan, B. (2020). Spatial distribution and human health risk assessment of heavy metals in campus dust: a case study of the university town of Huaxi. *Human Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 26(4), 986-999.
- Duffus, J. H. (2002). Heavy metals-a meaningless term? , 74(5), 793-807.
- EC. (2004). European Commission. Regulation (EC) No 1935/2004 of the European Parliament and of the Council of 27 October 2004 on materials and article intended to come into contact with food and repealing Directives 80/590/EEC and 89/109/EEC. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:338:0004:0017:en:PDF>

- EC. (2006). *European Commission. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.*
- EC. (2011a). *European Commission- Press Release. Bisphenol A: EU ban on use in baby bottles enters into force next week.*
https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_11_664
- EC. (2011b). *European Commission. Commission Regulation (EU) No 10/2011 of 14 January 2011 on plastic materials and articles intended to come into contact with food. Off. J. Eur. Union, 12, 1-89.*
- EC. (2017). *European Commission, staff working document, amending Directive 2011/65/EU on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment, SWD(2017) 23 final.* <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52017SC0022&from=EN>
- ECHA. (2016). *European Chemicals Agency. Annex XV restriction report. Proposal for a restriction. In. Helsinki, Finland: European Chemicals Agency*
- Edaes, F. S., ve de Souza, C. B. (2022). BPS and BPF are as Carcinogenic as BPA and are Not Viable Alternatives for its Replacement. *Endocrine, Metabolic Immune Disorders-Drug Targets*, 22(9), 927-934.
- Edelstein, M., ve Ben-Hur, M. (2018). Heavy metals and metalloids: Sources, risks and strategies to reduce their accumulation in horticultural crops. *Scientia Horticulturae*, 234, 431-444.
- EFSA. (2005a). *European Food Safety Authority. Opinion of the Scientific Panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) related to Bis (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) for use in food contact materials. EFSA Journal*, 3(9), 243.
- EFSA. (2005b). *European Food Safety Authority. Opinion of the Scientific Panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) related to di-butylphthalate (DBP) for use in food contact materials. EFSA Journal*, 3(9), 242.
- EFSA. (2009). *European Food Safety Authority. Opinion of the Panel on food contact materials, enzymes, flavourings and processing aids (CEF). Guidelines on submission of a dossier for safety evaluation by the EFSA of active or intelligent substances present in active and intelligent materials and articles intended to come into contact with food. The EFSA Journal*, 7(8), 1208.
- EFSA. (2015). *Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs. Panel on Food Contact Materials, Enzymes, Flavourings Processing Aids EFSA Journal*, 13(1), 3978.
- EFSA. (2019). *Update of the risk assessment of di-butylphthalate (DBP), butyl-benzylphthalate (BBP), bis (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), di-isononylphthalate (DINP) and di-isodecylphthalate (DIDP) for use in food contact materials. EFSA Journal*, 17(12), e05838. <https://doi-org.ez11.periodicos.capes.gov.br/10.2903/j.efsa.2019.5838>
- Eladak, S., Grisin, T., Moison, D., Guerquin, M.-J., N'Tumba-Byn, T., Pozzi-Gaudin, S., Benachi, A., Livera, G., Rouiller-Fabre, V., ve Habert, R. (2015). A new chapter in the bisphenol A story: bisphenol S and bisphenol F are not safe alternatives to this compound. *Fertility sterility*, 103(1), 11-21.
- EMA. (2014). *Guideline on the use of phthalates as excipients in human medicinal products. In: European Medicines Agency.*
- Enault, J., Robert, S., Schlosser, O., de Thé, C., ve Loret, J.-F. (2015). Drinking water, diet, indoor air: Comparison of the contribution to environmental micropollutants exposure. *International journal of hygiene environmental health*, 218(8), 723-730.
- EPA. (1996). *Soil screening guidance: technical background document.*

- Erkekoglu, P., Zeybek, N. D., Giray, B. K., Rachidi, W., Kızılgün, M., Hininger-Favier, I., Favier, A., Asan, E., ve Hincal, F. (2014). The effects of di (2-ethylhexyl) phthalate on rat liver in relation to selenium status. *International journal of experimental pathology*, 95(1), 64-77.
- Eržen, I., ve Kragelj, L. (2006). Cadmium concentrations in blood in a group of male recruits in Slovenia related to smoking habits. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 76(2).
- EU. (2011). *European Union. Commission Regulation No: 1259/2011, Amending Regulation EC No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs.*
- EU. (2012). Commission Regulation (European Union) No 277/2012 of 28 March 2012 amending Annexes I and II to Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council as regards maximum levels and action thresholds for dioxins and polychlorinated biphenyls. *Off J Eur Communities*, L 91, 1-7.
- Faiz, Y., Tufail, M., Javed, M. T., ve Chaudhry, M. (2009). Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along islamabad expressway, Pakistan. *Microchemical journal*, 92(2), 186-192.
- Fan, G., Xie, J., Yoshino, H., Zhang, H., Li, Z., Li, N., Liu, J., Lv, Y., Zhu, S., ve Yanagi, U. (2018). Common SVOCs in house dust from urban dwellings with schoolchildren in six typical cities of China and associated non-dietary exposure and health risk assessment. *Environment international*, 120, 431-442.
- FAO/WHO. (2005). Food safety risk analysis part I: An overview and framework manual. In.
- Fasano, E., Bono-Blay, F., Cirillo, T., Montuori, P., ve Lacorte, S. (2012). Migration of phthalates, alkylphenols, bisphenol A and di (2-ethylhexyl) adipate from food packaging. *Food control*, 27(1), 132-138.
- Fergusson, J. E. (1990). *The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. Pergamon Press.
- Fernandes, A., Mortimer, D., Rose, M., Smith, F., Steel, Z., ve Panton, S. (2019). Recently listed Stockholm convention POPs: analytical methodology, occurrence in food and dietary exposure. *Science of the Total Environment*, 678, 793-800.
- Fernández, M. A., Gómara, B., Bordajandi, L. R., Herrero, L., Abad, E., Abalos, M., Rivera, J., González*, M. J. é., ve contaminants. (2004). Dietary intakes of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in Spain. *Food additives*, 21(10), 983-991.
- Ferreira-Baptista, L., ve De Miguel, E. (2005). Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmospheric Environment*, 39(25), 4501-4512.
- Fierens, T., Servaes, K., Van Holderbeke, M., Geerts, L., De Henauw, S., Sioen, I., ve Vanermen, G. (2012). Analysis of phthalates in food products and packaging materials sold on the Belgian market. *Food Chemical Toxicology*, 50(7), 2575-2583.
- Fikarová, K., Cocovi-Solberg, D. J., Rosende, M., Horstkotte, B., Sklenářová, H., ve Miró, M. (2019). A flow-based platform hyphenated to on-line liquid chromatography for automatic leaching tests of chemical additives from microplastics into seawater. *Journal of Chromatography A*, 1602, 160-167.
- Fromme, H., Lahrz, T., Kraft, M., Fembacher, L., Dietrich, S., Sievering, S., Burghardt, R., Schuster, R., Bolte, G., ve Völkel, W. (2013). Phthalates in German daycare centers: occurrence in air and dust and the excretion of their metabolites by children (LUPE 3). *Environment international*, 61, 64-72.

- Fromme, H., Lahrz, T., Piloty, M., Gebhart, H., Oddoy, A., ve Rden, H. (2004). Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany). *Indoor air*, 14(3), 188-195.
- Fürst, P. (2001). Contribution of dioxin-like PCB to total toxic equivalents of dairy products. *Organohalogen Compounds*, 51, 279-282.
- Galayn-Sidoreczuk, M., Brzska, M. M., ve Moniuszko-Jakoniuk, J. (2008). Estimation of Polish cigarettes contamination with cadmium and lead, and exposure to these metals via smoking. *Environmental monitoring and assessment*, 137(1), 481-493.
- Gaspar, F. W., Castorina, R., Maddalena, R. L., Nishioka, M. G., McKone, T. E., ve Bradman, A. (2014). Phthalate exposure and risk assessment in California child care facilities. *Environmental science technology*, 48(13), 7593-7601.
- Gavrilescu, M., Demnerov, K., Aamand, J., Agathos, S., ve Fava, F. (2015). Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. *New biotechnology*, 32(1), 147-156.
- Geens, T., Roosens, L., Neels, H., ve Covaci, A. (2009). Assessment of human exposure to Bisphenol-A, Triclosan and Tetrabromobisphenol-A through indoor dust intake in Belgium. *Chemosphere*, 76(6), 755-760.
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., Van der Ploeg, M., Van de Zee, S. E., ve Ritsema, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: a challenge for water resource management. *International soil water conservation research*, 3(1), 57-65.
- Gevao, B., Al-Ghadban, A. N., Bahloul, M., Uddin, S., ve Zafar, J. (2013). Phthalates in indoor dust in K uwait: implications for non-dietary human exposure. *Indoor air*, 23(2), 126-133.
- GGH. (2019). *Gıda Gvenlii Hareketi Türkiye Ambalajlı Su Raporu Tablosu* https://docs.google.com/spreadsheets/d/1sEH9fw_inm-VIQBMc8NDI5uTPBoVId03vgBsCBQe-bk/edit?usp=sharing
- Gilden, R., Huffling, K., ve Sattler, B. (2010). Pesticides and health risks. *J Obstet Gynecol Neonatal Nurs*, 39, 103-110.
- Gomez-Hens, A., ve Aguilar-Caballos, M. (2003). Social and economic interest in the control of phthalic acid esters. *Trends in Analytical Chemistry*, 22(11), 847-857.
- Gong, M., Zhang, Y., ve Weschler, C. J. (2014). Measurement of phthalates in skin wipes: estimating exposure from dermal absorption. *Environmental science technology*, 48(13), 7428-7435.
- Gope, M., Masto, R. E., George, J., ve Balachandran, S. (2018). Tracing source, distribution and health risk of potentially harmful elements (PHEs) in street dust of Durgapur, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 154, 280-293.
- Goyer, R. A. (2001). *Toxic effects of metals*. McGraw-Hill Publisher.
- Guart, A., Bono-Blay, F., Borrell, A., ve Lacorte, S. (2011). Migration of plasticizersphthalates, bisphenol A and alkylphenols from plastic containers and evaluation of risk. *Food Additives Contaminants*, 28(5), 676-685.
- Guart, A., Bono-Blay, F., Borrell, A., ve Lacorte, S. (2014). Effect of bottling and storage on the migration of plastic constituents in Spanish bottled waters. *Food chemistry*, 156, 73-80.
- Guibal, R., Lissalde, S., Charriau, A., Poulier, G., Mazzella, N., ve Guibaud, G. (2015). Coupling passive sampling and time of flight mass spectrometry for a better estimation of polar pesticide freshwater contamination: simultaneous target quantification and screening analysis. *Journal of Chromatography A*, 1387, 75-85.

- Gungormus, E., Tuncel, S., Tecer, L. H., ve Sofuoglu, S. C. (2014). Inhalation and dermal exposure to atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons and associated carcinogenic risks in a relatively small city. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 108, 106-113.
- Guo, Y., Wang, L., ve Kannan, K. (2014). Phthalates and parabens in personal care products from China: concentrations and human exposure. *Archives of environmental contamination toxicology letters*, 66(1), 113-119.
- Gupta, N., Khan, D., ve Santra, S. (2010). Determination of public health hazard potential of wastewater reuse in crop production. *World Review of Science, Technology Sustainable Development*, 7(4), 328-340.
- Gwenzi, W., Mangori, L., Danha, C., Chaukura, N., Dunjana, N., ve Sanganyado, E. (2018). Sources, behaviour, and environmental and human health risks of high-technology rare earth elements as emerging contaminants. *Science of the Total Environment*, 636, 299-313.
- Hamelink, J., Landrum, P. F., Bergman, H., ve Benson, W. H. (1994). *Bioavailability: physical, chemical, and biological interactions*. FL: CRC Press Inc.
- Haned, Z., Moulay, S., ve Lacorte, S. (2018). Migration of plasticizers from poly (vinyl chloride) and multilayer infusion bags using selective extraction and GC–MS. *Journal of Pharmaceutical Biomedical Analysis*, 156, 80-87.
- Hao, P.-P. (2020). Determination of bisphenol A in barreled drinking water by a SPE–LC–MS method. *Journal of Environmental Science Health, Part A*, 55(6), 697-703.
- Hashemi, S. E., Fazlzadeh, M., Ahmadi, E., Parand, M., Ramavandi, B., Taghizadeh, F., ve Arfaeina, H. (2020). Occurrence, potential sources, in vitro bioaccessibility and health risk assessment of heavy metal in indoor dust from different microenvironment of Bushehr, Iran. *Environmental geochemistry health*, 42(11), 3641-3658.
- Hassan, S. K. M. (2012). Metal concentrations and distribution in the household, stairs and entryway dust of some Egyptian homes. *Atmospheric Environment*, 54, 207-215.
- Hassan, Z. K., Elobeid, M. A., Virk, P., Omer, S. A., ElAmin, M., Daghestani, M. H., ve AlOlayan, E. M. (2012). Bisphenol A induces hepatotoxicity through oxidative stress in rat model. *Oxidative medicine cellular longevity*, 2012.
- Hauser, R., Meeker, J., Singh, N., Silva, M., Ryan, L., Duty, S., ve Calafat, A. (2007). DNA damage in human sperm is related to urinary levels of phthalate monoester and oxidative metabolites. *Human Reproduction*, 22(3), 688-695.
- Hawkes, S. J. (1997). What is a "heavy metal"? *Journal of chemical education*, 74(11), 1374.
- He, Y., Miao, M., Wu, C., Yuan, W., Gao, E., Zhou, Z., ve Li, D.-K. (2009). Occupational exposure levels of bisphenol A among Chinese workers. *Journal of occupational health*, 51(5), 432-436.
- He, Z. L., Yang, X. E., ve Stoffella, P. J. (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace elements in Medicine Biology*, 19(2-3), 125-140.
- Heinemeyer, G., Sommerfeld, C., Springer, A., Heiland, A., Lindtner, O., Greiner, M., Heuer, T., Krems, C., ve Conrad, A. (2013). Estimation of dietary intake of bis (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) by consumption of food in the German population. *International journal of hygiene environmental health*, 216(4), 472-480.
- Hemavathy, R. R. V., Kumar, P. S., Suganya, S., Swetha, V., ve Varjani, S. J. (2019). Modelling on the removal of toxic metal ions from aquatic system by different surface modified Cassia fistula seeds. *Bioresource technology*, 281, 1-9.
- Herawati, N., Suzuki, S., Hayashi, K., Rivai, I., ve Koyama, H. (2000). Cadmium, copper, and zinc levels in rice and soil of Japan, Indonesia, and China by soil type. *Bulletin of environmental contamination toxicology letters*, 64(1), 33-39.
- Hoekstra, E. J., ve Simoneau, C. (2013). Release of bisphenol A from polycarbonate—a review. *Critical reviews in food science nutrition*, 53(4), 386-402.

- Hoppin, J. A., Ulmer, R., ve London, S. J. (2004). Phthalate exposure and pulmonary function. *Environmental health perspectives*, 112(5), 571-574.
- Hsu, N. Y., Lee, C. C., Wang, J. Y., Li, Y. C., Chang, H. W., Chen, C. Y., Bornehag, C. G., Wu, P. C., Sundell, J., ve Su, H. J. (2012). Predicted risk of childhood allergy, asthma, and reported symptoms using measured phthalate exposure in dust and urine. *Indoor air*, 22(3), 186-199.
- Hu, X., Zhang, Y., Luo, J., Wang, T., Lian, H., ve Ding, Z. (2011). Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China. *Environmental Pollution*, 159(5), 1215-1221.
- Huang, C.-N., Chiou, Y.-H., Cho, H.-B., ve Lee, C.-W. (2019). Children's exposure to phthalates in dust and soil in Southern Taiwan: A study following the phthalate incident in 2011. *Science of the Total Environment*, 696, 133685.
- Huang, M., Wang, W., Chan, C. Y., Cheung, K. C., Man, Y. B., Wang, X., ve Wong, M. H. (2014). Contamination and risk assessment (based on bioaccessibility via ingestion and inhalation) of metal (loid) s in outdoor and indoor particles from urban centers of Guangzhou, China. *Science of the Total Environment*, 479, 117-124.
- Huang, Y., Wong, C., Zheng, J., Bouwman, H., Barra, R., Wahlström, B., Neretin, L., ve Wong, M. H. (2012). Bisphenol A (BPA) in China: a review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. *Environment international*, 42, 91-99.
- Hwang, H.-M., Park, E.-K., Young, T. M., ve Hammock, B. D. (2008). Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust. *Science of the total environment*, 404(1), 26-35.
- Ingham, P., McNeil, S. J., ve Sunderland, M. R. (2012). Functional finishes for wool-Eco considerations. *Advanced Materials Research*, 441, 33-43.
- Iodice, P., Adamo, P., Capozzi, F., Di Palma, A., Senatore, A., Spagnuolo, V., ve Giordano, S. (2016). Air pollution monitoring using emission inventories combined with the moss bag approach. *Science of the Total Environment*, 541, 1410-1419.
- Isley, C. F., Fry, K. L., Liu, X., Filippelli, G. M., Entwistle, J. A., Martin, A. P., Kah, M., Meza-Figueroa, D., Shukle, J. T., ve Jabeen, K. (2021). International analysis of sources and human health risk associated with trace metal contaminants in residential indoor dust. *Environmental Science and Technology*, 56(2), 1053-1068.
- Iso, T., Watanabe, T., Iwamoto, T., Shimamoto, A., ve Furuichi, Y. (2006). DNA damage caused by bisphenol A and estradiol through estrogenic activity. *Biological Pharmaceutical Bulletin*, 29(2), 206-210.
- Iwegbue, C. M., Oliseyenum, E. C., ve Martincigh, B. S. (2017). Spatio-temporal distribution of metals in household dust from rural, semi-urban and urban environments in the Niger Delta, Nigeria. *Environmental Science Pollution Research*, 24(16), 14040-14059.
- Jaafar, W., Zaherddine, V., Hussein, F., Saliba, N. A., ve Hayeck, N. (2021). Poor regulation implications in a low and middle income country based on PAH source apportionment and cancer risk assessment. *Environmental Science: Processes Impacts*, 23(12), 1986-1996.
- Jafari, A., Moeckel, C., ve Jones, K. C. (2008). Spatial biomonitoring of persistent organic pollutants in Iran: a study using locally produced butter. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(7), 861-866.
- Jeddi, M. Z., Rastkari, N., Ahmadvaniha, R., ve Yunesian, M. (2015). Concentrations of phthalates in bottled water under common storage conditions: do they pose a health risk to children? *Food research international*, 69, 256-265.
- Jensen, E., ve Bolger, P. (2001). Exposure assessment of dioxins/furans consumed in dairy foods and fish. *Food Additives Contaminants*, 18(5), 395-403.

- Jiang, H.-H., Cai, L.-M., Wen, H.-H., Hu, G.-C., Chen, L.-G., ve Luo, J. (2020). An integrated approach to quantifying ecological and human health risks from different sources of soil heavy metals. *Science of the Total Environment*, 701, 134466.
- Johns, L. E., Cooper, G. S., Galizia, A., ve Meeker, J. D. (2015). Exposure assessment issues in epidemiology studies of phthalates. *Environment international*, 85, 27-39.
- Jones, O. A., Lester, J. N., ve Voulvoulis, N. (2005). Pharmaceuticals: a threat to drinking water? *TRENDS in Biotechnology*, 23(4), 163-167.
- Kabata-Pendias, A., ve Pendias, H. (2001). *Trace elements in soils and plants*. FL: CRC Press.
- Kalantzi, O., Alcock, R. E., Johnston, P., Santillo, D., Stringer, R., Thomas, G., ve Jones, K. (2001). The global distribution of PCBs and organochlorine pesticides in butter. *Environmental science technology*, 35(6), 1013-1018.
- Kamrin, M. A. (2009). Phthalate risks, phthalate regulation, and public health: a review. *Journal of Toxicology Environmental Health, Part B*, 12(2), 157-174.
- Kamunda, C., Mathuthu, M., ve Madhuku, M. (2016). Health risk assessment of heavy metals in soils from Witwatersrand Gold Mining Basin, South Africa. *International journal of environmental research public health*, 13(7), 663.
- Kang, Y., Cheung, K. C., ve Wong, M. H. (2011). Mutagenicity, genotoxicity and carcinogenic risk assessment of indoor dust from three major cities around the Pearl River Delta. *Environment international*, 37(3), 637-643.
- Kardas, F., Bayram, A. K., Demirci, E., Akin, L., Ozmen, S., Kendirci, M., Canpolat, M., Oztop, D. B., Narin, F., ve Gumus, H. (2016). Increased serum phthalates (MEHP, DEHP) and bisphenol A concentrations in children with autism spectrum disorder: the role of endocrine disruptors in autism etiopathogenesis. *Journal of child neurology*, 31(5), 629-635.
- Kart, M. Ç. Ö., ve Demircan, V. (2014). Dünyada ve Türkiye’de süt ve süt ürünleri üretimi, tüketimi ve ticaretindeki gelişmeler. *Akademik Gıda*, 12(1), 78-96.
- Kashyap, D., ve Agarwal, T. (2018). Concentration and factors affecting the distribution of phthalates in the air and dust: a global scenario. *Science of the Total Environment*, 635, 817-827.
- Kassouf, A., Maalouly, J., Chebib, H., Rutledge, D. N., ve Ducruet, V. (2013). Chemometric tools to highlight non-intentionally added substances (NIAS) in polyethylene terephthalate (PET). *Talanta*, 115, 928-937.
- Kelepertzis, E., Argyraki, A., Botsou, F., Aidona, E., Szabó, Á., ve Szabó, C. (2019). Tracking the occurrence of anthropogenic magnetic particles and potentially toxic elements (PTEs) in house dust using magnetic and geochemical analyses. *Environmental Pollution*, 245, 909-920.
- Keresztes, S., Tatár, E., Czegeny, Z., Zárny, G., ve Mihucz, V. G. (2013). Study on the leaching of phthalates from polyethylene terephthalate bottles into mineral water. *Science of the Total Environment*, 458, 451-458.
- Khademi, H., Gabarrón, M., Abbaspour, A., Martínez-Martínez, S., Faz, A., ve Acosta, J. A. (2019). Environmental impact assessment of industrial activities on heavy metals distribution in street dust and soil. *Chemosphere*, 217, 695-705.
- Kim, J.-J., Kumar, S., Kumar, V., Lee, Y.-M., Kim, Y.-S., ve Kumar, V. (2020). Bisphenols as a legacy pollutant, and their effects on organ vulnerability. *International journal of environmental research public health*, 17(1), 112.
- Kim, K.-H., Kabir, E., ve Jahan, S. A. (2017). Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Science of the Total Environment*, 575, 525-535.
- Koch, H. M., ve Calafat, A. M. (2009). Human body burdens of chemicals used in plastic manufacture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2063-2078.

- Kolarik, B., Naydenov, K., Bornehag, C.-G., ve Sundell, J. (2007). Concentration of phthalate esters' found in homes of healthy and allergic children. Proceedings of the Conference on Indoor Air Quality. Ventilation and Energy Conservation in Buildings,
- Kroes, R., Müller, D., Lambe, J., Löwik, M., Van Klaveren, J., Kleiner, J., Massey, R., Mayer, S., Urieta, I., ve Verger, P. (2002). Assessment of intake from the diet. *Food Chemical Toxicology*, 40(2-3), 327-385.
- Kubwabo, C., Rasmussen, P., Fan, X., Kosarac, I., Wu, F., Zidek, A., ve Kuchta, S. (2013). Analysis of selected phthalates in Canadian indoor dust collected using household vacuum and standardized sampling techniques. *Indoor air*, 23(6), 506-514.
- Kumar, A., ve Gottesfeld, P. (2008). Lead content in household paints in India. *Science of the Total Environment*, 407(1), 333-337.
- Kumar, P. S., ve Gayathri, R. (2009). Adsorption of Pb²⁺ ions from aqueous solutions onto bael tree leaf powder: isotherms, kinetics and thermodynamics study. *J. Eng. Sci. Technol*, 4(4), 381-399.
- Kurt-Karakus, P. B. (2012). Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: estimation of the health risk. *Environment international*, 50, 47-55.
- Kurt-Karakus, P. B., Bidleman, T. F., Muir, D. C., Cagampan, S. J., Struger, J., Sverko, E., Small, J. M., ve Jantunen, L. M. (2008). Chiral current-use herbicides in Ontario streams. *Environmental science technology*, 42(22), 8452-8458.
- Kyzas, G. Z., Deliyanni, E. A., Mitropoulos, A. C., ve Matis, K. A. (2018). Hydrothermally produced activated carbons from zero-cost green sources for cobalt ions removal. *Desalination Water Treatment*, 123, 288-299.
- Lanciotti, R., Gianotti, A., Patrignani, F., Belletti, N., Guerzoni, M., ve Gardini, F. (2004). Use of natural aroma compounds to improve shelf-life and safety of minimally processed fruits. *Trends in food science technology*, 15(3-4), 201-208.
- Langer, S., Weschler, C. J., Fischer, A., Bekö, G., Toftum, J., ve Clausen, G. (2010). Phthalate and PAH concentrations in dust collected from Danish homes and daycare centers. *Atmospheric Environment*, 44(19), 2294-2301.
- Lanzerstorfer, C. (2017). Variations in the composition of house dust by particle size. *Journal of Environmental Science Health, Part A*, 52(8), 770-777.
- Larsen, S. T., Hansen, J. S., Hansen, E. W., Clausen, P. A., ve Nielsen, G. D. (2007). Airway inflammation and adjuvant effect after repeated airborne exposures to di-(2-ethylhexyl) phthalate and ovalbumin in BALB/c mice. *Toxicology*, 235(1-2), 119-129.
- Larsen, T. A., Lienert, J., Joss, A., ve Siegrist, H. (2004). How to avoid pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Biotechnology*, 113(1-3), 295-304.
- Larsson, K., Lindh, C. H., Jönsson, B. A., Giovanoulis, G., Bibi, M., Bottai, M., Bergström, A., ve Berglund, M. (2017). Phthalates, non-phthalate plasticizers and bisphenols in Swedish preschool dust in relation to children's exposure. *Environment international*, 102, 114-124.
- Latif, M. T., Yong, S. M., Saad, A., Mohamad, N., Baharudin, N. H., Mokhtar, M. B., ve Tahir, N. M. (2014). Composition of heavy metals in indoor dust and their possible exposure: a case study of preschool children in Malaysia. *Air Quality, Atmosphere Health*, 7(2), 181-193.
- Lau, M. H. Y., Leung, K. M. Y., Wong, S. W. Y., Wang, H., ve Yan, Z.-G. (2012). Environmental policy, legislation and management of persistent organic pollutants (POPs) in China. *Environmental Pollution*, 165, 182-192.
- Le, H. H., Carlson, E. M., Chua, J. P., ve Belcher, S. M. (2008). Bisphenol A is released from polycarbonate drinking bottles and mimics the neurotoxic actions of estrogen in developing cerebellar neurons. *Toxicology letters*, 176(2), 149-156.

- Lee, B.-c., Yoon, H., Lee, B., Kim, P., Moon, H.-B., ve Kim, Y. (2021). Occurrence of bisphenols and phthalates in indoor dust collected from Korean homes. *Journal of Industrial Engineering Chemistry*, 99, 68-73.
- Lee, B. M., ve Koo, H. J. (2007). Hershberger assay for antiandrogenic effects of phthalates. *Journal of Toxicology Environmental Health, Part A*, 70(15-16), 1365-1370.
- Lei, S., Shi, Y., Qiu, Y., Che, L., ve Xue, C. (2019). Performance and mechanisms of emerging animal-derived biochars for immobilization of heavy metals. *Science of the Total Environment*, 646, 1281-1289.
- Li, D.-K., Miao, M., Zhou, Z., Wu, C., Shi, H., Liu, X., Wang, S., ve Yuan, W. (2013). Urine bisphenol-A level in relation to obesity and overweight in school-age children. *Plos One*, 8(6), e65399.
- Li, H., Li, C., An, L., Deng, C., Su, H., Wang, L., Jiang, Z., Zhou, J., Wang, J., ve Zhang, C. (2019a). Phthalate esters in bottled drinking water and their human exposure in Beijing, China. *Food Additives Contaminants: Part B*, 12(1), 1-9.
- Li, M.-C., Chen, C.-H., ve Guo, Y. L. (2017). Phthalate esters and childhood asthma: a systematic review and congener-specific meta-analysis. *Environmental Pollution*, 229, 655-660.
- Li, Q., Davila, J., Bagchi, M. K., ve Bagchi, I. C. (2016a). Chronic exposure to bisphenol a impairs progesterone receptor-mediated signaling in the uterus during early pregnancy. *Receptors clinical investigation*, 3(3).
- Li, X., Chen, X., Hu, G., Li, L., Su, H., Wang, Y., Chen, D., Zhu, Q., Li, C., ve Li, J. (2016b). Effects of in utero exposure to dicyclohexyl phthalate on rat fetal leydig cells. *International journal of environmental research public health*, 13(3), 246.
- Li, X., Tian, T., Shang, X., Zhang, R., Xie, H., Wang, X., Wang, H., Xie, Q., Chen, J., ve Kadokami, K. (2020). Occurrence and health risks of organic micro-pollutants and metals in groundwater of Chinese rural areas. *Environmental health perspectives*, 128(10), 107010.
- Li, X., Ying, G.-G., Su, H.-C., Yang, X.-B., ve Wang, L. (2010). Simultaneous determination and assessment of 4-nonylphenol, bisphenol A and triclosan in tap water, bottled water and baby bottles. *Environment international*, 36(6), 557-562.
- Li, X., Zhang, W., Lv, J., Liu, W., Sun, S., Guo, C., ve Xu, J. (2021). Distribution, source apportionment, and health risk assessment of phthalate esters in indoor dust samples across China. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 1-14.
- Li, Y., Bai, P., Yan, Y., Yan, W., Shi, W., ve Xu, R. (2019b). Removal of Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , and Cu^{2+} from aqueous solution by synthetic clinoptilolite. *Microporous Mesoporous Materials*, 273, 203-211.
- Lin, C.-C., Chen, S.-J., Huang, K.-L., Hwang, W.-I., Chang-Chien, G.-P., ve Lin, W.-Y. (2005). Characteristics of metals in nano/ultrafine/fine/coarse particles collected beside a heavily trafficked road. *Environmental science technology*, 39(21), 8113-8122.
- Liou, S.-H., Yang, G. C., Wang, C.-L., ve Chiu, Y.-H. (2014). Monitoring of PAEMs and beta-agonists in urine for a small group of experimental subjects and PAEs and beta-agonists in drinking water consumed by the same subjects. *Journal of hazardous materials*, 277, 169-179.
- Liu, J.-L., ve Wong, M.-H. (2013). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): a review on environmental contamination in China. *Environment international*, 59, 208-224.
- Liu, L., Li, W., Song, W., ve Guo, M. (2018). Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of the Total Environment*, 633, 206-219.

- Liu, Z., Li, Y., Sun, L., Yang, H., Zheng, X., ve Wang, L. (2019). Investigation of diazo-derivatization of bisphenol A and its applicability for quantitation in food safety inspections using high-performance liquid chromatography. *Biomedical Chromatography*, 33(3), e4419.
- Loutfy, N., Fuerhacker, M., Tundo, P., Raccanelli, S., ve Ahmed, M. T. (2007). Monitoring of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, dioxin-like PCBs and polycyclic aromatic hydrocarbons in food and feed samples from Ismailia city, Egypt. *Chemosphere*, 66(10), 1962-1970.
- Luo, Q., Liu, Z.-h., Yin, H., Dang, Z., Wu, P.-x., Zhu, N.-w., Lin, Z., ve Liu, Y. (2018). Migration and potential risk of trace phthalates in bottled water: A global situation. *Water Research*, 147, 362-372.
- Luongo, G., ve Östman, C. (2016). Organophosphate and phthalate esters in settled dust from apartment buildings in Stockholm. *Indoor air*, 26(3), 414-425.
- Lü, H., Cai, Q.-Y., Jones, K. C., Zeng, Q.-Y., ve Katsoyiannis, A. (2014). Levels of organic pollutants in vegetables and human exposure through diet: a review. *Critical Reviews in Environmental Science Technology*, 44(1), 1-33.
- Lv, Y., Fang, Y., Chen, P., Duan, Y., Huang, T., Ma, L., Xie, L., Chen, X., Chen, X., ve Gao, J. (2019). Dicyclohexyl phthalate blocks Leydig cell regeneration in adult rat testis. *Toxicology letters*, 411, 60-70.
- Ma, B., Wang, L., Tao, W., Liu, M., Zhang, P., Zhang, S., Li, X., ve Lu, X. (2020). Phthalate esters in atmospheric PM_{2.5} and PM₁₀ in the semi-arid city of Xi'an, Northwest China: Pollution characteristics, sources, health risks, and relationships with meteorological factors. *Chemosphere*, 242, 125226.
- MAFF. (1996). Phthalates in infant formulae. In (Vol. 83). UK: Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Food surveillance information sheet.
- Mahurpawar, M. (2015). Effects of heavy metals on human health. *Int J Res Granthaalayah*, 530, 1-7.
- Malisch, R. (1996). Dioxin-like PCB in food and breast milk samples. *Organohalogen Compounds*, 28, 271-276.
- Malisch, R., Wambold, C., Fraisse, D., Durgeil, A., Defour, S., Abad, E., Abalos, M., Rivera, J., ve Fürst, P. (2004). PCDD/Fs and PCBs in food samples from Germany, France and Spain – data and proposals for EU legislation. *Organohalogen Compounds*, 66, 2046–2052.
- Marcazzan, G. M., Vaccaro, S., Valli, G., ve Vecchi, R. (2001). Characterisation of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter in the ambient air of Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 35(27), 4639-4650.
- Mariana, M., Feiteiro, J., Verde, I., ve Cairrao, E. (2016). The effects of phthalates in the cardiovascular and reproductive systems: A review. *Environment international*, 94, 758-776.
- Masindi, V., ve Muedi, K. L. (2018). Environmental contamination by heavy metals. *Heavy metals*, 10, 115-132.
- Mason, L. H., Harp, J. P., ve Han, D. Y. (2014). Pb neurotoxicity: neuropsychological effects of lead toxicity. *BioMed research international*, 2014.
- MDH. (2013). *Phthalates and Drinking Water*. <https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/docs/guidance/gw/phthalateinosheet.pdf>
- Meador, J. P. (1996). *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*. CRC press.

- MEE. (2016). *Exposure Factors Handbook of Chinese Population*. China: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China Retrieved from http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201412/t20141219_293233.htm
- Meeker, J. D., Calafat, A. M., ve Hauser, R. (2010). Urinary bisphenol A concentrations in relation to serum thyroid and reproductive hormone levels in men from an infertility clinic. *Environmental science technology*, 44(4), 1458-1463.
- Meeker, J. D., Sathyanarayana, S., ve Swan, S. H. (2009). Phthalates and other additives in plastics: human exposure and associated health outcomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2097-2113.
- Mehraie, A., Shariatifar, N., Arabameri, M., Moazzen, M., Mortazavian, A. M., Sheikh, F., ve Sohrabvandi, S. (2022). Determination of phthalate acid esters (PAEs) in bottled water distributed in tehran: A health risk assessment study. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1-15.
- Melzer, D., Rice, N. E., Lewis, C., Henley, W. E., ve Galloway, T. S. (2010). Association of urinary bisphenol a concentration with heart disease: evidence from NHANES 2003/06. *Plos One*, 5(1), e8673.
- Merdim, Ş. (2020). *Kayseri Piyasalarında Satışa Sunulan Damacana, Pet Şişe ve Çeşme Sularında Bisfenol A ve Fitalat Kalıntılarının Belirlenmesi* Erciyes Üniversitesi]. Kayseri.
- Meza-Figueroa, D., De la O-Villanueva, M., ve De la Parra, M. L. (2007). Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmospheric Environment*, 41(2), 276-288.
- MicromarketMonitor. (2015). Steady growth predicted in global markets for DINP and DOP phthalate plasticizers. *Additives for Polymers*, 11, 30127-30125.
- Mielke, H. W., Powell, E. T., Shah, A., Gonzales, C. R., ve Mielke, P. W. (2001). Multiple metal contamination from house paints: consequences of power sanding and paint scraping in New Orleans. *Environmental health perspectives*, 109(9), 973-978.
- Milestone. (2010). SK-10 high pressure rotor, Methods HPR-EN-36. In *Application book*.
- Moghtaderi, M., Ashraf, M. A., Moghtaderi, T., Teshnizi, S. H., ve Nabavizadeh, S. H. (2020). Heavy metal concentration in classroom dust samples and its relationship with childhood asthma: a study from Islamic Republic of Iran. *Eastern Mediterranean Health Journal*, 26(5), 594-601.
- Monged, M. H., Hassan, H. B., ve El-Sayed, S. A. (2020). Spatial distribution and ecological risk assessment of natural radionuclides and trace elements in agricultural soil of northeastern Nile Valley, Egypt. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(7), 1-24.
- Montuori, P., Jover, E., Morgantini, M., Bayona, J. M., ve Triassi, M. (2008). Assessing human exposure to phthalic acid and phthalate esters from mineral water stored in polyethylene terephthalate and glass bottles. *Food Additives Contaminants*, 25(4), 511-518.
- Moriyama, K., Tagami, T., Akamizu, T., Usui, T., Saijo, M., Kanamoto, N., Hataya, Y., Shimatsu, A., Kuzuya, H., ve Nakao, K. (2002). Thyroid hormone action is disrupted by bisphenol A as an antagonist. *The Journal of Clinical Endocrinology Metabolism*, 87(11), 5185-5190.
- Moya, J., Bearer, C. F., ve Etzel, R. A. (2004). Children's behavior and physiology and how it affects exposure to environmental contaminants. *Pediatrics*, 113(Supplement_3), 996-1006.
- Murray, K. E., Thomas, S. M., ve Bodour, A. A. (2010). Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. *Environmental Pollution*, 158(12), 3462-3471.

- Müller, J. F., Prange, J., Gaus, C., Moore, M. R., ve Pöpke, O. (2001). Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in butter from different states in Australia. *Environmental Science Pollution Research*, 8(1), 7-10.
- NAM. (2018). The National Academies of Medicine. Dietary Reference Intakes: Macronutrients. In: The National Academies of Medicine.
- Nawazish, S., Bukhari, S. M., Muhammad, A., Khan, I. U., Alhassan, A., Hussain, M., ve Zaidi, A. (2017). Correlation analysis of toxic metals on motorway and national highway. *Kuwait Journal of Science*, 44(2).
- Net, S., Sempere, R., Delmont, A., Paluselli, A., ve Ouddane, B. (2015). Occurrence, fate, behavior and ecotoxicological state of phthalates in different environmental matrices. *Environmental science technology*, 49(7), 4019-4035.
- Newsome, W. H., Davies, D. J., ve Sun, W. (1998). Residues of polychlorinated biphenyls (PCB) in fatty foods of the Canadian diet. *Food Additives Contaminants*, 15(1), 19-29.
- Neyzi, O., Günöz, H., Furman, A., Bundak, R., Gökçay, G., ve Darendeliler, F. (2008). Türk çocuklarında vücut ağırlığı, boy uzunluğu, baş çevresi ve vücut kitle indeksi referans değerleri. *Çocuk Sağlığı ve Hastalıkları Dergisi*, 51(1), 1-14.
- Ng'eno, E., ve Shikuku, V. O. (2022). Emerging Contaminants: Pollution Control and Abatement. In *Research Anthology on Emerging Techniques in Environmental Remediation* (pp. 1-21). IGI Global.
- Nizamlioglu, F., Aktumsek, A., Kara, H., ve Dinc, I. (2005). Monitoring of some organochlorine pesticide residues of butter in Konya, Turkey. *Journal of environmental biology*, 26(2 Suppl), 375-378.
- Nougadère, A., Sirot, V., Kadar, A., Fastier, A., Truchot, E., Vergnet, C., Hommet, F., Baylé, J., Gros, P., ve Leblanc, J.-C. (2012). Total diet study on pesticide residues in France: levels in food as consumed and chronic dietary risk to consumers. *Environment international*, 45, 135-150.
- NRC. (2009). *National Research Council. Phthalates and cumulative risk assessment: the tasks ahead*. The National Academies Press.
- Nriagu, J. O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338(6210), 47-49.
- Nriagu, J. O., ve Davidson, C. I. (1986). *Toxic metals in the atmosphere*. John Wiley & Sons.
- Odebeatu, C. C., Taylor, T., Fleming, L. E., ve J Osborne, N. (2019). Phthalates and asthma in children and adults: US NHANES 2007–2012. *Environmental Science Pollution Research*, 26(27), 28256-28269.
- Ojajuni, O., Saroj, D., ve Cavalli, G. (2015). Removal of organic micropollutants using membrane-assisted processes: a review of recent progress. *Environmental Technology Reviews*, 4(1), 17-37.
- Olujimi, O., Steiner, O., ve Goessler, W. (2015). Pollution indexing and health risk assessments of trace elements in indoor dusts from classrooms, living rooms and offices in Ogun State, Nigeria. *Journal of African Earth Sciences*, 101, 396-404.
- Oruç, Y. (2020). *Bazı paketlenmiş içecek türlerinde ve doğal kaynak suyunda raf ömrü boyunca olası ftalat esterleri migrasyonu tespitinde lc-ms/ms kullanımı* Bursa Uludağ Üniversitesi (Türkiye)]. Bursa.
- Owczarek, K., Kudlak, B., Simeonov, V., Mazerska, Z., ve Namieśnik, J. (2018). Binary mixtures of selected bisphenols in the environment: their toxicity in relationship to individual constituents. *Molecules*, 23(12), 3226.
- Pacyna, J. (1996). *Monitoring and assessment of metal contaminants in the air*. CRC Press.
- Papadopoulos, A., Vassiliadou, I., Costopoulou, D., Papanicolaou, C., ve Leondiadis, L. (2004). Levels of dioxins and dioxin-like PCBs in food samples on the Greek market. *Chemosphere*, 57(5), 413-419.

- Park, S., Lee, E.-H., ve Kho, Y. (2016). The association of asthma, total IgE, and blood lead and cadmium levels. *Journal of Allergy Clinical Immunology*, 138(6), 1701-1703. e1706.
- Parto, M., Aazami, J., Shamsi, Z., Zamani, A., ve Savabieasfahani, M. (2022). Determination of bisphenol-A in plastic bottled water in markets of Zanjan, Iran. *International Journal of Environmental Science Technology*, 19(4), 3337-3344.
- Peng, W., Li, H., Liu, Y., ve Song, S. (2017). A review on heavy metal ions adsorption from water by graphene oxide and its composites. *Journal of Molecular Liquids*, 230, 496-504.
- Petrie, B., Barden, R., ve Kasprzyk-Hordern, B. (2015). A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, 72, 3-27.
- Polder, A., Savinova, T., Tkachev, A., Løken, K., Odland, J., ve Skaare, J. (2010). Levels and patterns of Persistent Organic Pollutants (POPS) in selected food items from Northwest Russia (1998–2002) and implications for dietary exposure. *Science of the Total Environment*, 408(22), 5352-5361.
- Popoola, O. E., Bamgbose, O., Okonkwo, O. J., Arowolo, T. A., Popoola, A. O., ve Awofolu, O. R. (2012). Heavy Metals Content in Classroom Dust of Some Public Primary Schools in Metropolitan Lagos, Nigeria. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 4(4), 460-465.
- Praveena, S. M., Abdul Mutalib, N. S., ve Aris, A. Z. (2015). Determination of heavy metals in indoor dust from primary school (Sri Serdang, Malaysia): estimation of the health risks. *Environmental Forensics*, 16(3), 257-263.
- Provoost, J., Cornelis, C., ve Swartjes, F. (2006). Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: why do they differ? *Journal of Soils and Sediments*, 6(3), 173-181.
- Qiu, W., Zhan, H., Hu, J., Zhang, T., Xu, H., Wong, M., Xu, B., ve Zheng, C. (2019). The occurrence, potential toxicity, and toxicity mechanism of bisphenol S, a substitute of bisphenol A: a critical review of recent progress. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 173, 192-202.
- Radzymińska, M., Smoczyński, S., ve Kopeć, M. (2008). Persistent Organochlorine Pesticide, Lead, Cadmium, Nitrate (V) and Nitrate (III) in Polish Milk and Dairy Products. *Polish Journal of Environmental Studies*, 17(1).
- Raffy, G., Mercier, F., Blanchard, O., Derbez, M., Dassonville, C., Bonvallot, N., Glorennec, P., ve Le Bot, B. (2017). Semi-volatile organic compounds in the air and dust of 30 French schools: a pilot study. *Indoor air*, 27(1), 114-127.
- Ramos, L., Eljarrat, E., Hernández, L. M., Rivera, J., ve González, M. J. (1999). Levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in commercial butter samples in Spain. *Chemosphere*, 38(13), 3141-3153.
- Rashed, M. N. (2008). Total and extractable heavy metals in indoor, outdoor and street dust from Aswan City, Egypt. *Clean-soil, air, water*, 36(10-11), 850-857.
- Rasmussen, P., Subramanian, K., ve Jessiman, B. (2001). A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment*, 267(1-3), 125-140.
- Rasmussen, P. E., Levesque, C., Chénier, M., Gardner, H. D., Jones-Otazo, H., ve Petrovic, S. (2013). Canadian House Dust Study: Population-based concentrations, loads and loading rates of arsenic, cadmium, chromium, copper, nickel, lead, and zinc inside urban homes. *Science of the Total Environment*, 443, 520-529.

- Relić, D., Sakan, S., Anđelković, I., Popović, A., ve Đorđević, D. (2019). Pollution and health risk assessments of potentially toxic elements in soil and sediment samples in a petrochemical industry and surrounding area. *Molecules*, 24(11), 2139.
- Gıda Maddeleri ile Temasta Bulunan Plastik Madde ve Malzemeler Tebliğinde Değişiklik Yapılması Hakkında Tebliğ (Tebliğ No: 2008/7), (2008). <http://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2008/03/20080305-9.htm>.
- Toprak Kirliliğinin Kontrolü ve Noktasal Kaynaklı Kirlenmiş Sahalara Dair Yönetmelik. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, (2010).
- Bazı Tüketici Ürünlerinin Tehlikeli Kimyasal Madde İçeriğine Yönelik Piyasa Gözetimi ve Denetimine İlişkin Tebliğ, (2015).
- İçme suyu temin edilen suların kalitesi ve arıtılması hakkında yönetmelik, 30823 (2019). <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2019/07/20190706-8.htm>
- Ribeiro, E., Delgadinho, M., ve Brito, M. (2019). Environmentally relevant concentrations of Bisphenol A interact with doxorubicin transcriptional effects in human cell lines. *Toxics*, 7(3), 43.
- Robertson, L. W., ve Hansen, L. G. (2001). *PCBs: Recent Advances in Environmental Toxicology and Health Effects*. University Press of Kentucky.
- Rochester, J. R. (2013). Bisphenol A and human health: a review of the literature. *Reproductive toxicology*, 42, 132-155.
- Roszko, M., Obiedziński, M., Szymczyk, K., ve Olkowski, M. (2010). Non-dioxin-like and dioxin-like polychlorinated biphenyls in butter sampled from the Polish retail market. *Food Additives Contaminants*, 3(2), 126-134.
- Roszko, M., Obiedziński, M., Szymczyk, K., Rzepkowska, M., Szterk, A., ve Jędrzejczak, R. (2013). Seasonal and geographical variations in levels of polychlorinated biphenyls (PCB) and polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in Polish butter fat used as an indicator of environmental contamination. *Food Additives Contaminants: Part A*, 30(1), 181-201.
- Roszko, M., Szymczyk, K., Rzepkowska, M., ve Jędrzejczak, R. (2014). Seasonal variability of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polychlorinated diphenyl ethers (PBDEs) congener profiles in butter in Poland: Dietary risk evaluation. *Journal of Environmental Science Health, Part B*, 49(3), 182-199.
- Rout, T. K., Masto, R., Ram, L., George, J., Padhy, P. K., ve health. (2013). Assessment of human health risks from heavy metals in outdoor dust samples in a coal mining area. *Environmental geochemistry health*, 35(3), 347-356.
- Ruoff, U., Karl, H., ve Walte, H.-G. (2012). Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in dairy products on the German market and the temporal tendency in Schleswig-Holstein. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit*, 7(1), 11-17.
- Sağlık-Bakanlığı. (2008). Temel Sağlık Bülteni Yıl:3 Sayı:24 “Ayn Mesajı” syf:3. In.
- Salem, N. M., Rafat, A., ve Hussein, E. (2009). Organochlorine pesticide residues in dairy products in Jordan. *Chemosphere*, 77(5), 673-678.
- Salthammer, T. (2020). Emerging indoor pollutants. *International Journal of Hygiene Environmental Health Perspectives*, 224, 113423.
- Sanborn, M. D., Abelson, A., Campbell, M., ve Weir, E. (2002). Identifying and managing adverse environmental health effects: 3. Lead exposure. *Canadian Medical Association Journal*, 166(10), 1287-1292.
- Santana, J., Giraudi, C., Marengo, E., Robotti, E., Pires, S., Nunes, I., ve Gaspar, E. M. (2014). Preliminary toxicological assessment of phthalate esters from drinking water consumed in Portugal. *Environmental Science Pollution Research*, 21(2), 1380-1390.
- Santillo, D., Fernandes, A., Stringer, R., Alcock, R., Rose, M., White, S., Jones, K., ve Johnston, P. (2003). Butter as an indicator of regional persistent organic pollutant contamination:

- further development of the approach using polychlorinated dioxins and furans (PCDD/Fs), and dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCBs). *Food Additives Contaminants*, 20(3), 281-290.
- Saravanan, A., Jayasree, R., Hemavathy, R., Jeevanantham, S., Hamsini, S., Yaashikaa, P., Manivasagan, V., ve Yuvaraj, D. (2019). Phytoremediation of Cr (VI) ion contaminated soil using Black gram (*Vigna mungo*): Assessment of removal capacity. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103052.
- Sardar, K., Ali, S., Hameed, S., Afzal, S., Fatima, S., Shakoor, M. B., Bharwana, S. A., ve Tauqeer, H. M. (2013). Heavy metals contamination and what are the impacts on living organisms. *Greener Journal of Environmental management public safety*, 2(4), 172-179.
- Schechter, A., Cramer, P., Boggess, K., Stanley, J., Pöpke, O., Olson, J., Silver, A., ve Schmitz, M. (2001). Intake of dioxins and related compounds from food in the US population. *Journal of toxicology environmental health Part A*, 63(1), 1-18.
- Schechter, A., Lorber, M., Guo, Y., Wu, Q., Yun, S. H., Kannan, K., Hommel, M., Imran, N., Hynan, L. S., ve Cheng, D. (2013). Phthalate concentrations and dietary exposure from food purchased in New York State. *Environmental health perspectives*, 121(4), 473-479.
- Schettler, T. (2006). Human exposure to phthalates via consumer products. *International journal of andrology*, 29(1), 134-139.
- Scholz, N. (2003). Ecotoxicity and biodegradation of phthalate monoesters. *Chemosphere*, 53(8), 921-926.
- Sejidov, F. T., Mansoori, Y., ve Goodarzi, N. (2005). Esterification reaction using solid heterogeneous acid catalysts under solvent-less condition. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 240(1-2), 186-190.
- Shallari, S., Schwartz, C., Hasko, A., ve Morel, J.-L. (1998). Heavy metals in soils and plants of serpentine and industrial sites of Albania. *Science of the Total Environment*, 209(2-3), 133-142.
- Shao, B., Han, H., Hu, J., Zhao, J., Wu, G., Xue, Y., Ma, Y., ve Zhang, S. (2005). Determination of alkylphenol and bisphenol A in beverages using liquid chromatography/electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, 530(2), 245-252.
- Sherlala, A., Raman, A., Bello, M., ve Asghar, A. (2018). A review of the applications of organo-functionalized magnetic graphene oxide nanocomposites for heavy metal adsorption. *Chemosphere*, 193, 1004-1017.
- Shyam, R., Puri, J., Kaur, H., Amutha, R., ve Kapila, A. (2013). Single and binary adsorption of heavy metals on fly ash samples from aqueous solution. *Journal of Molecular Liquids*, 178, 31-36.
- Singh, M., Jaques, P. A., ve Sioutas, C. (2002). Size distribution and diurnal characteristics of particle-bound metals in source and receptor sites of the Los Angeles Basin. *Atmospheric Environment*, 36(10), 1675-1689.
- Sirost, V., Tard, A., Venisseau, A., Brosseaud, A., Marchand, P., Le Bizet, B., ve Leblanc, J.-C. (2012). Dietary exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls of the French population: Results of the second French Total Diet Study. *Chemosphere*, 88(4), 492-500.
- SM. (2018). 3030 PRELIMINARY TREATMENT OF SAMPLES. In *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. <https://doi.org/10.2105/smww.2882.041>
- Sogorb, M. A., Estévez, J., ve Vilanova, E. (2019). Case study: Is bisphenol S safer than bisphenol A in thermal papers? *Archives of toxicology*, 93(7), 1835-1852.

- Stamatelopoulou, A., Saraga, D., Asimakopoulos, D., Vasilakos, C., ve Maggos, T. (2017). The link between residential air quality and children's health. *Fresenius Environ. Bull*, 26, 162-176.
- Staples, C. (2003). *Phthalate esters, The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer-Verlag.
- Staples, C. A., Dome, P. B., Klecka, G. M., Oblock, S. T., ve Harris, L. R. (1998). A review of the environmental fate, effects, and exposures of bisphenol A. *Chemosphere*, 36(10), 2149-2173.
- Sträter, E., Westbeld, A., ve Klemm, O. (2010). Pollution in coastal fog at Alto Patache, northern Chile. *Environmental Science Pollution Research*, 17(9), 1563-1573.
- Suganya, S. (2019). An investigation of adsorption parameters on ZVI-AC nanocomposite in the displacement of Se (IV) ions through CCD analysis. *Journal of Industrial Engineering Chemistry*, 75, 211-223.
- Tang, B., Christia, C., Malarvannan, G., Liu, Y.-E., Luo, X.-J., Covaci, A., Mai, B.-X., ve Poma, G. (2020). Legacy and emerging organophosphorus flame retardants and plasticizers in indoor microenvironments from Guangzhou, South China. *Environment international*, 143, 105972.
- Teppala, S., Madhavan, S., ve Shankar, A. (2012). Bisphenol A and metabolic syndrome: results from NHANES. *International journal of endocrinology*, 2012.
- Thomas, G. O., Sweetman, A. J., Lohmann, R., ve Jones, K. C. (1998). Derivation and field testing of air– milk and feed– milk transfer factors for PCBs. *Environmental science technology*, 32(22), 3522-3528.
- Tong, S. T., ve Lam, K. C. (2000). Home sweet home? A case study of household dust contamination in Hong Kong. *Science of the Total Environment*, 256(2-3), 115-123.
- Tong, S. T. Y. (1998). Indoor and outdoor household dust contamination in Cincinnati, Ohio, USA. *Environmental Geochemistry and Health*, 20(3), 123-133. <https://doi.org/10.1023/A:1006561832381>
- Toyooka, T., ve Oshige, Y. (2000). Determination of alkylphenols in mineral water contained in PET bottles by liquid chromatography with coulometric detection. *Analytical Sciences*, 16(10), 1071-1076.
- Tran, D. T., Alleman, L. Y., Coddeville, P., ve Galloo, J.-C. (2012). Elemental characterization and source identification of size resolved atmospheric particles in French classrooms. *Atmospheric Environment*, 54, 250-259.
- Tsai, M. J., Kuo, P. L., ve Ko, Y. C. (2012). The association between phthalate exposure and asthma. *The Kaohsiung journal of medical sciences*, 28, S28-S36.
- Turner, A. (2011). Oral bioaccessibility of trace metals in household dust: a review. *Environmental geochemistry health*, 33(4), 331-341.
- UBBM. (2022). *Ulusal Biyoteknoloji Bilgi Merkezi*. Retrieved 15.09.2022 from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>
- Uçar, Y., Traag, W., Immerzeel, J., Kraats, C., van der Lee, M., Hoogenboom, R., van der Weg, G., Cakirogullari, G. C., Oymael, B., ve Kilic, D. (2011). Levels of PCDD/Fs, PCBs and PBDEs in butter from Turkey and estimated dietary intake from dairy products. *Food Additives Contaminants: Part B*, 4(2), 141-151.
- UNEP/WHO. (2012). *State of the science of endocrine disrupting chemicals 2012: summary for decision-makers*. https://stg-wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/17015/State_Science_Endocrine_Disrupting_Chemicals.pdf?sequence=1
- USEPA. (1989). *Risk assessment guidance for Superfund, vol. I: human health evaluation manual*.

- USEPA. (1991). National primary drinking water regulations; . *Federal Register*. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations>
- USEPA. (1994). *Determination of Trace Elements in Waters and Wastes by Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry*.
- USEPA. (1997). Exposure factors handbook. EPA/600/P-95/002Fa-c. In. Washington, DC: U.S. EPA National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development.
- USEPA. (2001). *Risk assessment guidance for Superfund: volume III part A, process for conducting probabilistic risk assessment*.
- USEPA. (2002). *Calculating upper confidence limits for exposure point concentrations at hazardous waste sites*.
- USEPA. (2007a). *Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using in vivo and in vitro methods*.
- USEPA. (2007b). *US Environmental Protection Agency. Phthalates: TEACH Chemical Summary*.
- USEPA. (2010). Recommended toxicity equivalence factors (TEFs) for human health risk assessments of 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin and dioxin-like compounds. In. Washington, DC: US Environmental Protection Agency
- USEPA. (2011a). *Exposure factors handbook: 2011 edition*.
- USEPA. (2011b). *Integrated risk information system (IRIS)*. United States of Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/IRIS/rais.ornl.gov/>
- USEPA. (2011c). *The risk assessment information system (RAIS)*. United States of Environmental Protection Agency, US Department of Energy's Oak Ridge Operations Office (ORO). <https://rais.ornl.gov/>
- USFDA. (2012). *US Food Drug Administration. Guidance for Industry Bottled Water Quality Standard: Establishing an Allowable Level for di (2-ethylhexyl) phthalate Small Entity Compliance Guide*. <https://www.fda.gov/regulatory-information/search-fda-guidance-documents/small-entity-compliance-guide-establishing-allowable-level-di2-ethylhexylphthalate-bottled-water>
- Van den Berg, M., Birnbaum, L. S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., ve Haws, L. (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological Sciences*, 93(2), 223-241.
- van den Berg, R. (1994). *Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised edition)* (725201011).
- van Leeuwen, F. X. R., Feeley, M., Schrenk, D., Larsen, J. C., Farland, W., ve Younes, M. (2000). Dioxins: WHO's tolerable daily intake (TDI) revisited. *Chemosphere*, 40(9-11), 1095-1101.
- Vardhan, K. H., Kumar, P. S., ve Panda, R. C. (2019). A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids*, 290, 111197.
- Venter, K. S. (2006). *Analysis of phthalate esters in household dust and significance of particle size fraction* Central Missouri State University]. Warrensburg.
- Verkleji, J. (1993). *The effects of heavy metals stress on higher plants and their use as biomonitors In plant as bioindicators: indicators of heavy metals in the terrestrial environment*.
- Viñas, P., Campillo, N., Pastor-Belda, M., Oller, A., ve Hernández-Córdoba, M. (2015). Determination of phthalate esters in cleaning and personal care products by dispersive

- liquid–liquid microextraction and liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1376, 18-25.
- Völkel, W., Bittner, N., ve Dekant, W. (2005). Quantitation of bisphenol A and bisphenol A glucuronide in biological samples by high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Drug Metabolism Disposition*, 33(11), 1748-1757.
- Wang, B.-L., Pang, S.-T., Sun, J.-P., Zhang, X.-L., Li, X.-L., Sun, Y.-G., Lu, X.-M., ve Zhang, Q. (2015a). Levels of polychlorinated biphenyls in settled house dust from urban dwellings in China and their neurodevelopmental effects on preschool-aged children. *Science of the Total Environment*, 505, 402-408.
- Wang, C., Huang, P., Qiu, C., Li, J., Hu, S., Sun, L., Bai, Y., Gao, F., Li, C., ve Liu, N. (2021a). Occurrence, migration and health risk of phthalates in tap water, barreled water and bottled water in Tianjin, China. *Journal of hazardous materials*, 408, 124891.
- Wang, H., Liu, Z.-h., Tang, Z., Zhang, J., Yin, H., Dang, Z., Wu, P.-x., ve Liu, Y. (2020). Bisphenol analogues in Chinese bottled water: quantification and potential risk analysis. *Science of the Total Environment*, 713, 136583.
- Wang, I. J., Karmaus, W. J. J., ve Yang, C.-C. (2017a). Lead exposure, IgE, and the risk of asthma in children. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 27(5), 478-483. <https://doi.org/10.1038/jes.2017.5>
- Wang, L., Gong, M., Xu, Y., ve Zhang, Y. (2017b). Phthalates in dust collected from various indoor environments in Beijing, China and resulting non-dietary human exposure. *Building Environment international*, 124, 315-322.
- Wang, L., Liu, M., Tao, W., Zhang, W., Wang, L., Shi, X., Lu, X., ve Li, X. (2018a). Pollution characteristics and health risk assessment of phthalate esters in urban soil in the typical semi-arid city of Xi'an, Northwest China. *Chemosphere*, 191, 467-476.
- Wang, W., Abualnaja, K. O., Asimakopoulou, A. G., Covaci, A., Gevao, B., Johnson-Restrepo, B., Kumosani, T. A., Malarvannan, G., Minh, T. B., ve Moon, H.-B. (2015b). A comparative assessment of human exposure to tetrabromobisphenol A and eight bisphenols including bisphenol A via indoor dust ingestion in twelve countries. *Environment international*, 83, 183-191.
- Wang, W., Wu, F.-Y., Huang, M.-J., Kang, Y., Cheung, K. C., ve Wong, M. H. (2013). Size fraction effect on phthalate esters accumulation, bioaccessibility and in vitro cytotoxicity of indoor/outdoor dust, and risk assessment of human exposure. *Journal of hazardous materials*, 261, 753-762.
- Wang, X.-p., Gong, P., Yao, T.-d., ve Jones, K. C. (2010). Passive air sampling of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and polybrominated diphenyl ethers across the Tibetan Plateau. *Environmental science technology*, 44(8), 2988-2993.
- Wang, X., Mukherjee, B., ve Park, S. K. (2018b). Associations of cumulative exposure to heavy metal mixtures with obesity and its comorbidities among US adults in NHANES 2003–2014. *Environment international*, 121, 683-694.
- Wang, X., Tao, W., Xu, Y., Feng, J., ve Wang, F. (2014). Indoor phthalate concentration and exposure in residential and office buildings in Xi'an, China. *Atmospheric Environment*, 87, 146-152.
- Wang, Y.-F., Huang, K.-L., Li, C.-T., Mi, H.-H., Luo, J.-H., ve Tsai, P.-J. (2003). Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. *Atmospheric Environment*, 37(33), 4637-4643. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.07.007>
- Wang, Y., Wang, F., Xiang, L., Gu, C., Redmile-Gordon, M., Sheng, H., Wang, Z., Fu, Y., Bian, Y., ve Jiang, X. (2021b). Risk assessment of agricultural plastic films based on release kinetics of phthalate acid esters. *Environmental science technology*, 55(6), 3676-3685.

- Wei, S. L., Liu, W. T., Huang, X. C., ve Ma, J. K. (2018). Preparation and application of a magnetic plasticizer as a molecularly imprinted polymer adsorbing material for the determination of phthalic acid esters in aqueous samples. *Journal of separation science*, 41(19), 3806-3814.
- Weng, T.-I., Chen, M.-H., Lien, G.-W., Chen, P.-S., Lin, J. C.-C., Fang, C.-C., ve Chen, P.-C. (2017). Effects of gender on the association of urinary phthalate metabolites with thyroid hormones in children: a prospective cohort study in Taiwan. *International journal of environmental research public health*, 14(2), 123.
- Weschler, C. J., ve Nazaroff, W. W. (2012). SVOC exposure indoors: fresh look at dermal pathways. *Indoor air*, 22(5), 356-377.
- Wetherill, Y. B., Fisher, N. L., Staubach, A., Danielsen, M., de Vere White, R. W., ve Knudsen, K. E. (2005). Xenoestrogen action in prostate cancer: pleiotropic effects dependent on androgen receptor status. *Cancer research*, 65(1), 54-65.
- Whitehead, T. P., Crispo Smith, S., Park, J.-S., Petreas, M. X., Rappaport, S. M., ve Metayer, C. (2015). Concentrations of persistent organic pollutants in California children's whole blood and residential dust. *Environmental science technology*, 49(15), 9331-9340.
- Whitehead, T. P., Metayer, C., Ward, M. H., Colt, J. S., Gunier, R. B., Deziel, N. C., Rappaport, S. M., ve Buffler, P. A. (2014). Persistent organic pollutants in dust from older homes: learning from lead. *American journal of public health*, 104(7), 1320-1326.
- WHO. (1979). *World Health Organization. Guidelines for Establishing or Strengthening National Food Contamination Monitoring Programmes*. F. a. W. Prepared under the joint sponsorship of UNEP. <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/61952/WHO%20HCS%20FCM%2078.1%20eng.pdf?sequence=1>
- WHO. (1985). World Health Organization. Guidelines for the study of dietary intakes of chemical contaminants. In *Guidelines for the study of dietary intakes of chemical contaminants* (pp. 102). WHO Offset Publication No. 87. https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/39255/WHO_OFFSET_87.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- WHO. (2011). *Guidelines for drinking-water quality, fourth ed. incorporating the 1st addendum*.
- WHO/FAO/IAEA. (1996). World Health Organization. Trace Elements in Human Nutrition and Health. In: Switzerland: Geneva.
- Wu, L.-H., Zhang, X.-M., Wang, F., Gao, C.-J., Chen, D., Palumbo, J. R., Guo, Y., ve Zeng, E. Y. (2018). Occurrence of bisphenol S in the environment and implications for human exposure: A short review. *Science of the Total Environment*, 615, 87-98.
- Xing, L., Xu, Y., Xiao, Y., Shang, L., Liu, R., Wei, X., Jiang, J., ve Hao, W. (2010). Embryotoxic and teratogenic effects of the combination of bisphenol A and genistein on in vitro cultured postimplantation rat embryos. *Toxicological Sciences*, 115(2), 577-588.
- Xu, S., ve Li, C. (2021). Phthalates in house and dormitory dust: occurrence, human exposure and risk assessment. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, 106(2), 393-398.
- Xu, X., Zhou, G., Lei, K., LeBlanc, G. A., ve An, L. (2020). Phthalate esters and their potential risk in PET bottled water stored under common conditions. *International journal of environmental research public health*, 17(1), 141.
- Xu, Y., Cohen Hubal, E. A., Clausen, P. A., ve Little, J. C. (2009). Predicting residential exposure to phthalate plasticizer emitted from vinyl flooring: a mechanistic analysis. *Environmental science technology*, 43(7), 2374-2380.

- Yadav, I. C., Devi, N. L., Singh, V. K., Li, J., ve Zhang, G. (2019). Spatial distribution, source analysis, and health risk assessment of heavy metals contamination in house dust and surface soil from four major cities of Nepal. *Chemosphere*, 218, 1100-1113. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.202>
- Yang, C., Harris, S. A., Jantunen, L. M., Kvasnicka, J., Nguyen, L. V., ve Diamond, M. L. (2020). Phthalates: relationships between air, dust, electronic devices, and hands with implications for exposure. *Environmental science technology*, 54(13), 8186-8197.
- Yang, J.-F., Yang, L.-M., Zheng, L.-Y., Ying, G.-G., Liu, C.-B., ve Luo, S.-L. (2017a). Phthalates in plastic bottled non-alcoholic beverages from China and estimated dietary exposure in adults. *Food Additives Contaminants: Part B*, 10(1), 44-50.
- Yang, J.-F., Yang, L.-M., Zheng, L.-Y., Ying, G.-G., Liu, C.-B., ve Luo, S.-L. J. (2017b). Phthalates in plastic bottled non-alcoholic beverages from China and estimated dietary exposure in adults. *Food Additives Contaminants: Part B*, 10(1), 44-50.
- Yang, W., Sohn, J., Kim, J., Son, B., ve Park, J. (2009). Indoor air quality investigation according to age of the school buildings in Korea. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 348-354. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.10.003>
- Yang, Y., Yang, Y., Zhang, J., Shao, B., ve Yin, J. (2019). Assessment of bisphenol A alternatives in paper products from the Chinese market and their dermal exposure in the general population. *Environmental Pollution*, 244, 238-246.
- Yap, C. K., Krishnan, T., ve Chew, W. (2011). Heavy metal concentrations in ceiling fan dusts sampled at schools around Serdang Area, Selangor. *Sains Malaysiana*, 40(6), 569-575.
- Yentür, G., Kalay, A., ve Öktem, A. (2001). A survey on organochlorine pesticide residues in butter and cracked wheat available in Turkish markets. *Food/Nahrung*, 45(1), 40-42.
- Yerlikaya, P. (2017). Fitalat esterleri ve su ürünleri tüketimindeki yeri. *Food and Health*, 3(2), 59-66.
- Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, (2012) 30.11. 2012. <https://www.mevzuat.gov.tr/File/GeneratePdf?mevzuatNo=16806&mevzuatTur=KurulmVeKurulusYonetmeli&mevzuatTertip=5>
- Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., ve Posmentier, E. S. (2006). Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment*, 355(1), 176-186. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.026>
- Yoshinaga, J., Yamasaki, K., Yonemura, A., Ishibashi, Y., Kaido, T., Mizuno, K., Takagi, M., ve Tanaka, A. (2014). Lead and other elements in house dust of Japanese residences—Source of lead and health risks due to metal exposure. *Environmental Pollution*, 189, 223-228.
- Yurdakök Dikmen, B., ve Filazi, A. (2019). Gıda bulaşanları ve kanser ilişkisi. *Gıda, Beslenme ve Kanser İlişkisi*, 1, 36-41.
- Zaater, M. F., Tahboub, Y. R., ve Al Sayyed, A. N. (2014). Determination of phthalates in Jordanian bottled water using GC–MS and HPLC–UV: environmental study. *Journal of chromatographic science*, 52(5), 447-452.
- Zaki, G. I. (2015). *Determination of phthalate esters in Egyptian PET-bottled water investigated under different storage conditions* [the American University]. Cairo.
- Zararsız, A., ve Öztürk, F. (2020). Estimation of health risks associated with household dust contamination in Bolu (Turkey). *Düzce Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 8(4), 2245-2265.
- Zeghnoun, A., Dor, F., ve Grégoire, A. (2010). *Description Du Budget Espace-Temps et Estimation de l'exposition de La Population Française Dans Son Logement*. Institut de Veille Sanitaire–Observatoire de La Qualité de l'air Intérieur (Description of the

- Space-Time Budget and Estimation of the Exposure of the French Population in Buildings*). <http://opac.invs.sante.fr/doc%20num.php?explnum%20id=158>
- Zeng, X., Xu, X., Zheng, X., Reponen, T., Chen, A., ve Huo, X. (2016). Heavy metals in PM_{2.5} and in blood, and children's respiratory symptoms and asthma from an e-waste recycling area. *Environ Pollut*, 210, 346-353. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.025>
- Zhang, Q., Lu, X.-M., Zhang, X.-L., Sun, Y.-G., Zhu, D.-M., Wang, B.-L., Zhao, R.-Z., ve Zhang, Z.-D. (2013). Levels of phthalate esters in settled house dust from urban dwellings with young children in Nanjing, China. *Atmospheric Environment*, 69, 258-264.
- Zhang, Q., Sun, Y., Zhang, Q., Hou, J., Wang, P., Kong, X., ve Sundell, J. (2020). Phthalate exposure in Chinese homes and its association with household consumer products. *Science of the Total Environment*, 719, 136965.
- Zhang, S., Yang, X., Liu, L., Zheng, K., Ju, M., ve Liu, J. (2019). Bisphenol S adsorption behavior on ferralsol and biochar modified soil with dissolved organic matter. *International journal of environmental research public health*, 16(5), 764.
- Zhao, X., Duan, X., Wang, B., Chen, Y., ve Cao, S. (2014). *Highlights of the Chinese Exposure Factors Handbook*. Elsevier.
- Zhao, X., Li, Z., Tao, Y., Wang, D., Huang, J., Qiao, F., Lei, L., ve Xing, Q. (2020). Distribution characteristics, source appointment, and health risk assessment of Cd exposure via household dust in six cities of China. *Building Environment international*, 172, 106728.
- Zheng, N., Liu, J., Wang, Q., ve Liang, Z. (2010a). Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China. *Sci Total Environ*, 408(4), 726-733. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.075>
- Zheng, N., Liu, J., Wang, Q., ve Liang, Z. (2010b). Heavy metals exposure of children from stairway and sidewalk dust in the smelting district, Northeast of China. *Atmospheric Environment*, 44(27), 3239-3245. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.06.002>
- Zhou, D., Kim, D.-G., ve Ko, S.-O. (2015). Heavy metal adsorption with biogenic manganese oxides generated by *Pseudomonas putida* strain MnB1. *Journal of Industrial Engineering Chemistry*, 24, 132-139.
- Zhou, L., Liu, G., Shen, M., Hu, R., ve Liu, Y. (2020a). Source identification of heavy metals and stable carbon isotope in indoor dust from different functional areas in Hefei, China. *Science of the Total Environment*, 710, 135599.
- Zhou, S., Han, M., Ren, Y., Yang, X., Duan, L., Zeng, Y., ve Li, J. (2020b). Dibutyl phthalate aggravated asthma-like symptoms through oxidative stress and increasing calcitonin gene-related peptide release. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 199, 110740.
- Zhu, Q., Jia, J., Zhang, K., Zhang, H., Liao, C., ve Jiang, G. (2019). Phthalate esters in indoor dust from several regions, China and their implications for human exposure. *Science of the Total Environment*, 652, 1187-1194.
- Ziv-Gal, A., Craig, Z. R., Wang, W., ve Flaws, J. A. (2013). Bisphenol A inhibits cultured mouse ovarian follicle growth partially via the aryl hydrocarbon receptor signaling pathway. *Reproductive toxicology*, 42, 58-67.

EKLER

EK Çizelge 1. Ev tozu örneklerinde inorganik mikrokirleticiler için insan sağlığı risk değerlendirmesi hesaplarında kullanılan parametreler

Parametre	Açıklama	Birim	Değer	Referans
CDI _{ing}	Toz yutma yoluyla kronik günlük alım	µg/g/gün	-	-
CDI _{dermal}	Tozlara dermal temas yoluyla kronik günlük alım	µg/g/gün	-	-
CDI _{inh}	Toz soluma yoluyla kronik günlük alım	µg/g/gün	-	-
C _{UCL}	Tozdaki metal konsantrasyonu (upper confidence limit (UCL))	µg/g	-	-
R _{ing}	Yutma faktörü	mg/gün toz	Çocuk: 60	(USEPA, 2011a)
			Yetişkin: 30	(USEPA, 2011a)
R _{inh}	Soluma faktörü	m ³ /gün	Çocuk: 7,6	(van den Berg, 1994)
			Yetişkin: 20	(van den Berg, 1994)
F _{exp}	Maruziyet sıklığı	gün/yıl	180	(Ferreira-Baptista ve De Miguel, 2005; Hu ve ark., 2011; Zheng ve ark., 2010a)
T _{exp}	Maruziyet süresi	yıl	Çocuk: 6	(USEPA, 2011a)
			Yetişkin: 24	(USEPA, 2011a)
A _{skin}	Deri yüzey alanı	cm ²	Çocuk: 2800	(USEPA, 2011a)
			Yetişkin: 5700	(USEPA, 2011a)
SAF	Cilt adezyon faktörü	mg/(cm ²)/sa	Çocuk: 0,07	(USEPA, 2011b; Zheng ve ark., 2010b)
			Yetişkin: 0,7	(USEPA, 2011a; Zheng ve ark., 2010a)
DAF	Dermal adsorpsiyon faktörü	birimsiz	0,001	(Kurt-Karakus, 2012)
PEF	Tozdan havaya partikül emisyon faktörü	m ³ /kg	1,36×10 ⁹	(USEPA, 2011a)
ABW	Ortalama vücut ağırlığı	kg	Çocuk: 15	(Hu ve ark., 2011; USEPA, 2011c; Zheng ve ark., 2010a)
			Yetişkin: 70	
T _{avrg}	Ortalama süre	gün	Kanserojenik olmayanlar:	-
			T _{avrg} =T _{exp} *365	
			Kanserojenler:	-
			T _{avrg} =70*365=25,550	

EK Çizelge 2. Ev tozu örneklerinde organik mikrokirleticiler için insan sağlığı risk değerlendirmesi hesaplarında kullanılan parametreler

Parametre	Açıklama	Birim	Değer	Referans
ADD _{ing}	Toz yutma yoluyla ortalama günlük doz	µg/g/gün	-	-
ADD _{inh}	Toz soluma yoluyla ortalama günlük doz	µg/g/gün	-	-
ADD _{dermal}	Tozlara dermal temas yoluyla ortalama günlük doz	µg/g/gün	-	-
IR _{ing}	Yutma faktörü	mg/gün toz	Çocuk: 72 Yetişkin: 50	(MEE, 2016)
IR _{inh}	Soluma faktörü	m ³ /gün	Çocuk: 8 Yetişkin: 15,7	(MEE, 2016)
EF	Maruziyet sıklığı	gün/yıl	Çocuk: 330 Yetişkin: 304	(MEE, 2016)
ED	Maruziyet süresi	yıl	Çocuk: 6 Yetişkin: 24	(Li ve ark., 2021)
SA	Deri yüzey alanı	cm ²	Çocuk: 1700 Yetişkin: 4000	(Li ve ark., 2021; MEE, 2016)
AF	Cilt adezyon faktörü	mg/cm ² /gün	Çocuk: 0,20 Yetişkin: 0,07	(Li ve ark., 2021; Zhu ve ark., 2019)
ABF	Dermal adsorpsiyon faktörü	birimsiz	0,001	(Kurt-Karakus, 2012; Zhu ve ark., 2019)
PEF	Tozdan havaya partikül emisyon faktörü	m ³ /kg	1,36×10 ⁹	(USEPA, 2011a)
BW	Ortalama vücut ağırlığı	kg	Çocuk: 15,6 Yetişkin: 60,6	(MEE, 2016)
AT	Ortalama süre	gün	AT=ED*365 Çocuk: 2190 Yetişkin: 8760	-
CF	Dönüşüm faktörü	-	1,0 × 10 ⁻⁶	-

EK Çizelge 3. Kanser eğim faktörü (SF), referans doz(R_fD), ve biyoalınabilirlik fraksiyonu (BAF)

Element	RfD µg/g/gün	Referans	SLF µg/g/gün	Referans	BAF (Becker ve ark.)	Referans
Pb _{carcinogen}			Ingestion	8,50x10 ⁻³ (Kamunda ve ark., 2016)	78,0	(Kelepertzis ve ark., 2019)
			Inhalation	4,20x10 ⁻² (Kamunda ve ark., 2016)		
			Dermal	nd -		
Cd _{carcinogen}			Ingestion	1,5x10 ⁺¹ (Cocârță ve ark., 2016)	46,0	(Kelepertzis ve ark., 2019)
			Inhalation	6,30 (Kamunda ve ark., 2016)		
			Dermal	nd -		
Cr _{carcinogen}			Ingestion	5,00x10 ⁻¹ (Kamunda ve ark., 2016)	27,0	(Kelepertzis ve ark., 2019)
			Inhalation	4,10x10 ⁺¹ (Kamunda ve ark., 2016)		
			Dermal	nd -		
Pb _{non-carcinogen}	3,50x10 ⁻³	(USEPA, 2011b)			78,0	(Kelepertzis ve ark., 2019)
Cd _{non-carcinogen}	1,00x10 ⁻³	(USEPA, 2011b)			46,0	(Kelepertzis ve ark., 2019)
Cr _{non-carcinogen}	3,00x10 ⁻³	(USEPA, 2011c)			27,0	(Kelepertzis ve ark., 2019)
Ni	2,00x10 ⁻²	(USEPA, 2011b)			42,0	(Kelepertzis ve ark., 2019)
Cu	3,70x10 ⁻²	(USEPA, 2011b)			37,0	(Kelepertzis ve ark., 2019)
Zn	3,00x10 ⁻¹	(USEPA, 2011b)			73,0	(Kelepertzis ve ark., 2019)
Mn	1,40x10 ⁻¹	(Hu ve ark., 2011)			47,6	(Hu ve ark., 2011)
DMP	10	(Wang ve ark., 2018a)	1,9x10 ⁻³	(Wang ve ark., 2018a)		
DEP	0,8	(Wang ve ark., 2018a)				
DnBP	0,1	(Wang ve ark., 2018a)				
BBP	0,2	(Wang ve ark., 2018a)				
BPA	5,00x10 ⁻²	(USEPA, 2011b)				

nd: veri yok

EK Çizelge 4. Analiz edilen PCB türdeşleri

CAS Numarası	Türdeş Numarası	IUPAC İsmi
2051-60-7	1	2-Klorobifenil
2051-61-8	2	3-Klorobifenil
2051-62-9	3	4-Klorobifenil
13029-08-8	4	2,2'-Diklorobifenil
16605-91-7	5	2,3-Diklorobifenil
25569-80-6	6	2,3'-Diklorobifenil
33284-50-3	7	2,4-Diklorobifenil
34883-43-7	8	2,4'-Diklorobifenil
34883-39-1	9	2,5-Diklorobifenil
33146-45-1	10	2,6-Diklorobifenil
2974-92-7	12	3,4-Diklorobifenil
2050-68-2	15	4,4'-Diklorobifenil
38444-78-9	16	2,2',3-Triklorobifenil
37680-66-3	17	2,2',4-Triklorobifenil
37680-65-2	18	2,2',5-Triklorobifenil
38444-73-4	19	2,2',6-Triklorobifenil
38444-84-7	20	2,3,3'-Triklorobifenil
38444-85-8	22	2,3,4'-Triklorobifenil
55702-45-9	24	2,3,6-Triklorobifenil
55712-37-3	25	2,3',4-Triklorobifenil
38444-81-4	26	2,3',5-Triklorobifenil
38444-76-7	27	2,3',6-Triklorobifenil
7012-37-5	28	2,4,4'-Triklorobifenil
15862-07-4	29	2,4,5-Triklorobifenil
16606-02-3	31	2,4',5-Triklorobifenil
38444-77-8	32	2,4',6-Triklorobifenil
38444-86-9	33	2,3',4'-Triklorobifenil
37680-68-5	34	2,3',5'-Triklorobifenil
38444-90-5	37	3,4,4'-Triklorobifenil
38444-93-8	40	2,2',3,3'-Tetraklorobifenil
52663-59-9	41	2,2',3,4-Tetraklorobifenil
36559-22-5	42	2,2',3,4'-Tetraklorobifenil
41464-39-5	44	2,2',3,5'-Tetraklorobifenil
70362-45-7	45	2,2',3,6-Tetraklorobifenil
41464-47-5	46	2,2',3,6'-Tetraklorobifenil
2437-79-8	47	2,2',4,4'-Tetraklorobifenil
70362-47-9	48	2,2',4,5-Tetraklorobifenil

EK Çizelge 4 (devam). Analiz edilen PCB türdeşleri

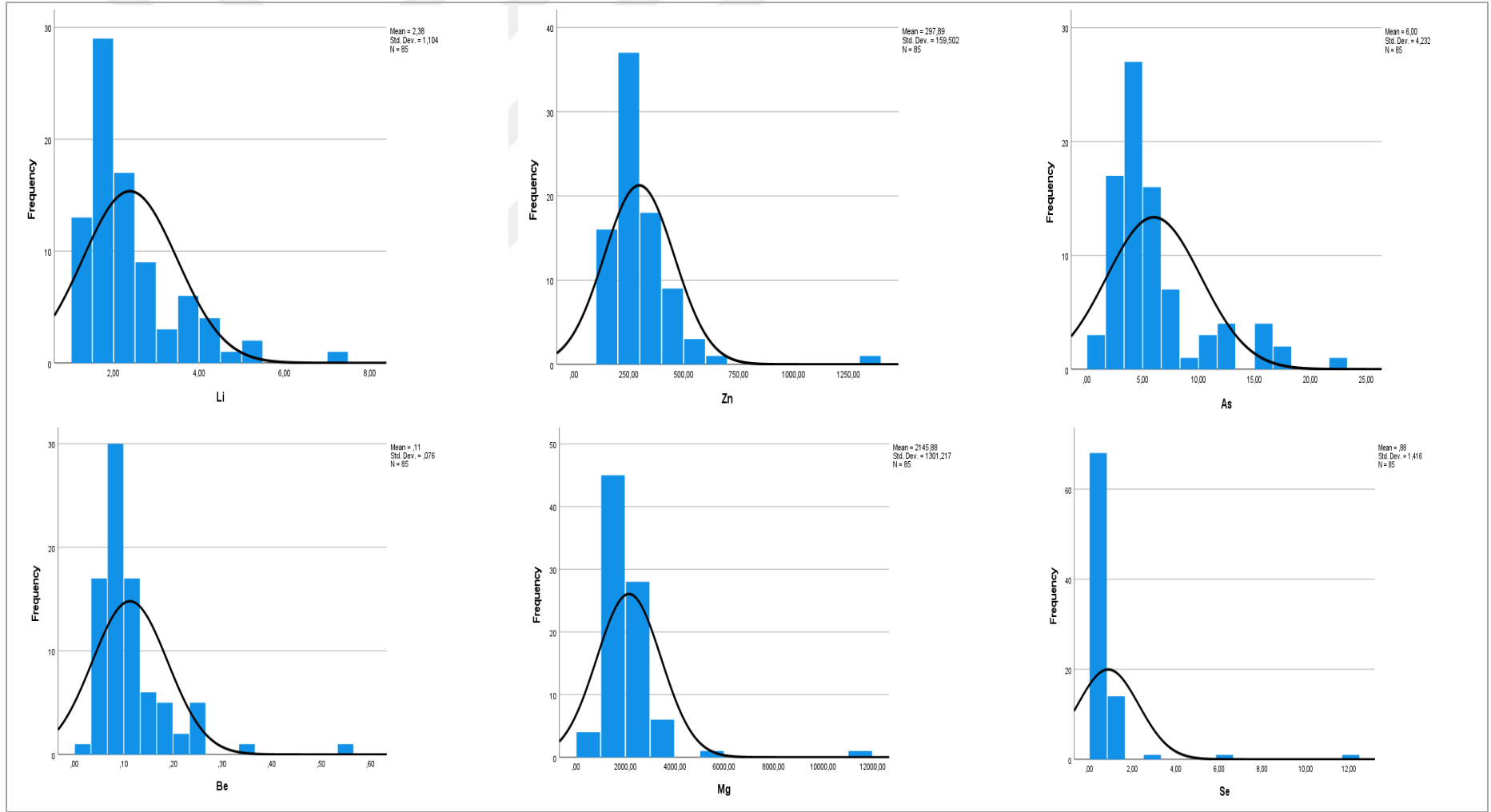
CAS Numarası	Türdeş Numarası	IUPAC İsmi
41464-40-8	49	2,2',4,5'-Tetraklorobifenil
35693-99-3	52	2,2',5,5'-Tetraklorobifenil
41464-43-1	56	2,3,3',4'-Tetrachlorobipheny
74472-33-6	59	2,3,3',6-Tetraklorobifenil
33025-41-1	60	2,3,4,4'-Tetraklorobifenil
74472-34-7	63	2,3,4',5-Tetraklorobifenil
52663-58-8	64	2,3,4',6-Tetraklorobifenil
32598-10-0	66	2,3',4,4'-Tetraklorobifenil
73575-53-8	67	2,3',4,5-Tetraklorobifenil
60233-24-1	69	2,3',4,6-Tetraklorobifenil
32598-11-1	70	2,3',4',5-Tetraklorobifenil
41464-46-4	71	2,3',4',6-Tetraklorobifenil
32690-93-0	74	2,4,4',5-Tetraklorobifenil
32598-13-3	77	3,3',4,4'-Tetraklorobifenil
70362-50-4	81	3,4,4',5-Tetraklorobifenil
52663-62-4	82	2,2',3,3',4-Pentaklorobifenil
60145-20-2	83	2,2',3,3',5-Pentaklorobifenil
52663-60-2	84	2,2',3,3',6-Pentaklorobifenil
65510-45-4	85	2,2',3,4,4'-Pentaklorobifenil
38380-02-8	87	2,2',3,4,5'-Pentaklorobifenil
68194-05-8	91	2,2',3,4',6-Pentaklorobifenil
52663-61-3	92	2,2',3,5,5'-Pentaklorobifenil
73575-56-1	93	2,2',3,5,6-Pentaklorobifenil
38379-99-6	95	2,2',3,5',6-Pentaklorobifenil
41464-51-1	97	2,2',3,4',5'-Pentaklorobifenil
38380-01-7	99	2,2',4,4',5-Pentaklorobifenil
37680-73-2	101	2,2',4,5,5'-Pentaklorobifenil
60145-21-3	103	2,2',4,5',6-Pentaklorobifenil
56558-16-8	104	2,2',4,6,6'-Pentaklorobifenil
32598-14-4	105	2,3,3',4,4'-Pentaklorobifenil
70424-68-9	107	2,3,3',4',5-Pentaklorobifenil
38380-03-9	110	2,3,3',4',6-Pentaklorobifenil
74472-37-0	114	2,3,4,4',5-Pentaklorobifenil
74472-38-1	115	2,3,4,4',6-Pentaklorobifenil
31508-00-6	118	2,3',4,4',5-Pentaklorobifenil
56558-17-9	119	2,3',4,4',6-Pentaklorobifenil
65510-44-3	123	2,3',4,4',5'-Pentaklorobifenil

EK Çizelge 4 (devam). Analiz edilen PCB türdeşleri

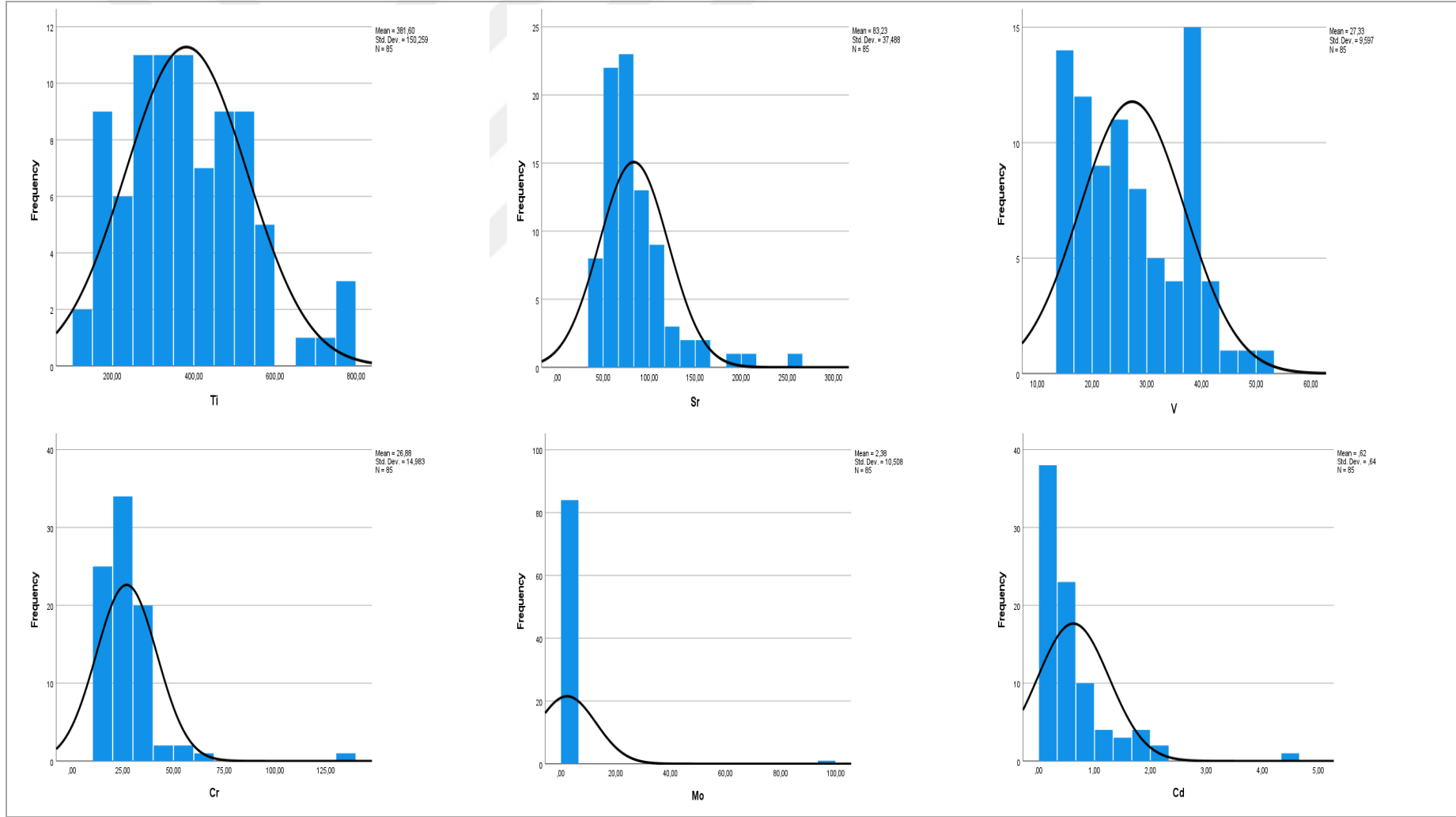
CAS Numarası	Türdeş Numarası	IUPAC İsmi
57465-28-8	126	3,3',4,4',5-Pentaklorobifenil
38380-07-3	128	2,2',3,3',4,4'-Hexaklorobifenil
55215-18-4	129	2,2',3,3',4,5-Hexaklorobifenil
61798-70-7	131	2,2',3,3',4,6-Hexaklorobifenil
38380-05-1	132	2,2',3,3',4,6'-Hexaklorobifenil
52704-70-8	134	2,2',3,3',5,6-Hexachlorobipheny
52744-13-5	135	2,2',3,3',5,6'-Hexaklorobifenil
38411-22-2	136	2,2',3,3',6,6'-Hexaklorobifenil
35694-06-5	137	2,2',3,4,4',5-Hexaklorobifenil
35065-28-2	138	2,2',3,4,4',5'-Hexaklorobifenil
52712-04-6	141	2,2',3,4,5,5'-Hexaklorobifenil
68194-14-9	144	2,2',3,4,5',6-Hexaklorobifenil
51908-16-8	146	2,2',3,4',5,5'-Hexaklorobifenil
68194-13-8	147	2,2',3,4',5,6-Hexaklorobifenil
38380-04-0	149	2,2',3,4',5',6-Hexaklorobifenil
52663-63-5	151	2,2',3,5,5',6-Hexaklorobifenil
35065-27-1	153	2,2',4,4',5,5'-Hexaklorobifenil
38380-08-4	156	2,3,3',4,4',5-Hexaklorobifenil
69782-90-7	157	2,3,3',4,4',5'-Hexaklorobifenil
74472-42-7	158	2,3,3',4,4',6-Hexaklorobifenil
74472-45-0	164	2,3,3',4',5',6-Hexaklorobifenil
52663-72-6	167	2,3',4,4',5,5'-Hexaklorobifenil
32774-16-6	169	3,3',4,4',5,5'-Hexaklorobifenil
35065-30-6	170	2,2',3,3',4,4',5-Heptaklorobifenil
52663-71-5	171	2,2',3,3',4,4',6-Heptaklorobifenil
52663-74-8	172	2,2',3,3',4,5,5'-Heptaklorobifenil
68194-16-1	173	2,2',3,3',4,5,6-Heptaklorobifenil
38411-25-5	174	2,2',3,3',4,5,6'-Heptaklorobifenil
52663-65-7	176	2,2',3,3',4,6,6'-Heptaklorobifenil
52663-70-4	177	2,2',3,3',4,5',6'-Heptaklorobifenil
52663-67-9	178	2,2',3,3',5,5',6-Heptaklorobifenil
52663-64-6	179	2,2',3,3',5,6,6'-Heptaklorobifenil
35065-29-3	180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptaklorobifenil
52663-69-1	183	2,2',3,4,4',5',6-Heptaklorobifenil
52712-05-7	185	2,2',3,4,5,5',6-Heptaklorobifenil
52663-68-0	187	2,2',3,4',5,5',6-Heptaklorobifenil
39635-31-9	189	2,3,3',4,4',5,5'-Heptaklorobifenil

EK Çizelge 4 (devam). Analiz edilen PCB türdeşleri

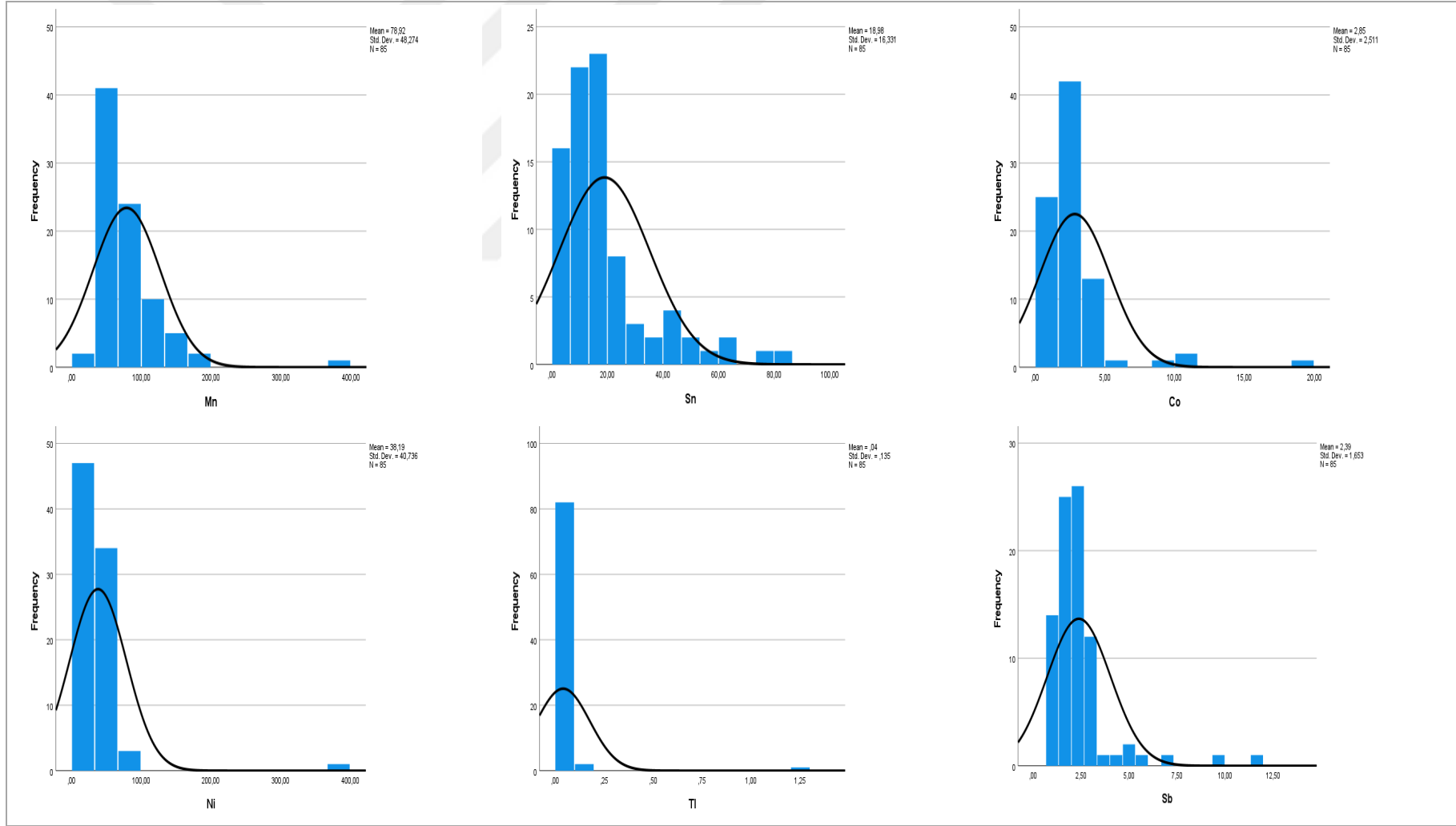
CAS Numarası	Türdeş Numarası	IUPAC İsmi
41411-64-7	190	2,3,3',4,4',5,6-Heptaklorobifenil
74472-50-7	191	2,3,3',4,4',5',6-Heptaklorobifenil
69782-91-8	193	2,3,3',4',5,5',6-Heptaklorobifenil
35694-08-7	194	2,2',3,3',4,4',5,5'-Octaklorobifenil
52663-78-2	195	2,2',3,3',4,4',5,6-Octaklorobifenil
42740-50-1	196	2,2',3,3',4,4',5,6'-Octaklorobifenil
33091-17-7	197	2,2',3,3',4,4',6,6'-Octaklorobifenil
33091-17-7	199	2,2',3,3',4,5,5',6'-Octaklorobifenil
52663-76-0	203	2,2',3,4,4',5,5',6-Octaklorobifenil
74472-53-0	205	2,3,3',4,4',5,5',6-Octaklorobifenil
40186-72-9	206	2,2',3,3',4,4',5,5',6-Nonaklorobifenil
52663-79-3	207	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-Nonaklorobifenil
52663-77-1	208	2,2',3,3',4,5,5',6,6'-Nonaklorobifenil
2051-24-3	209	Decaklorobifenil



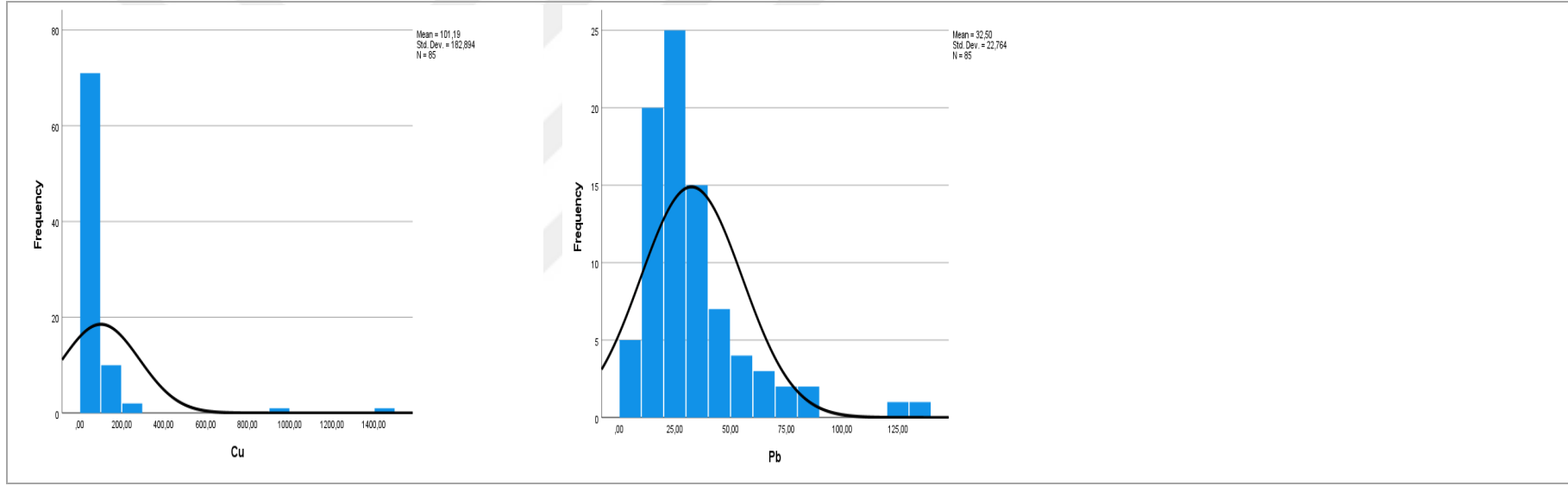
EK Şekil 1. İç ortam tozu örneklerinde ağır metal seviyeleri için histogram grafikleri (ug/g)



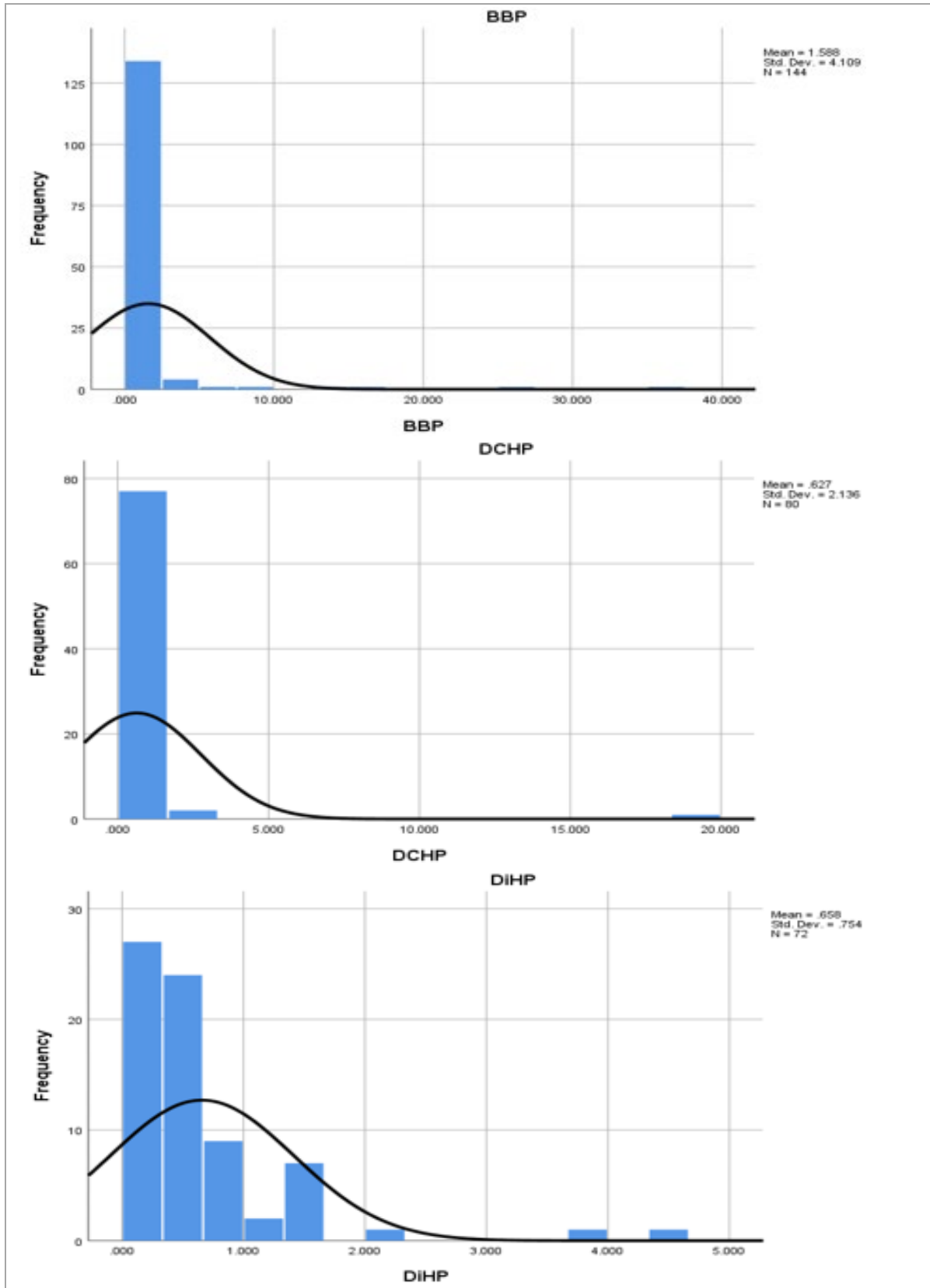
EK Şekil 1 (devam). İç ortam tozu örneklerinde ağır metal seviyeleri için histogram grafikleri (ug/g)



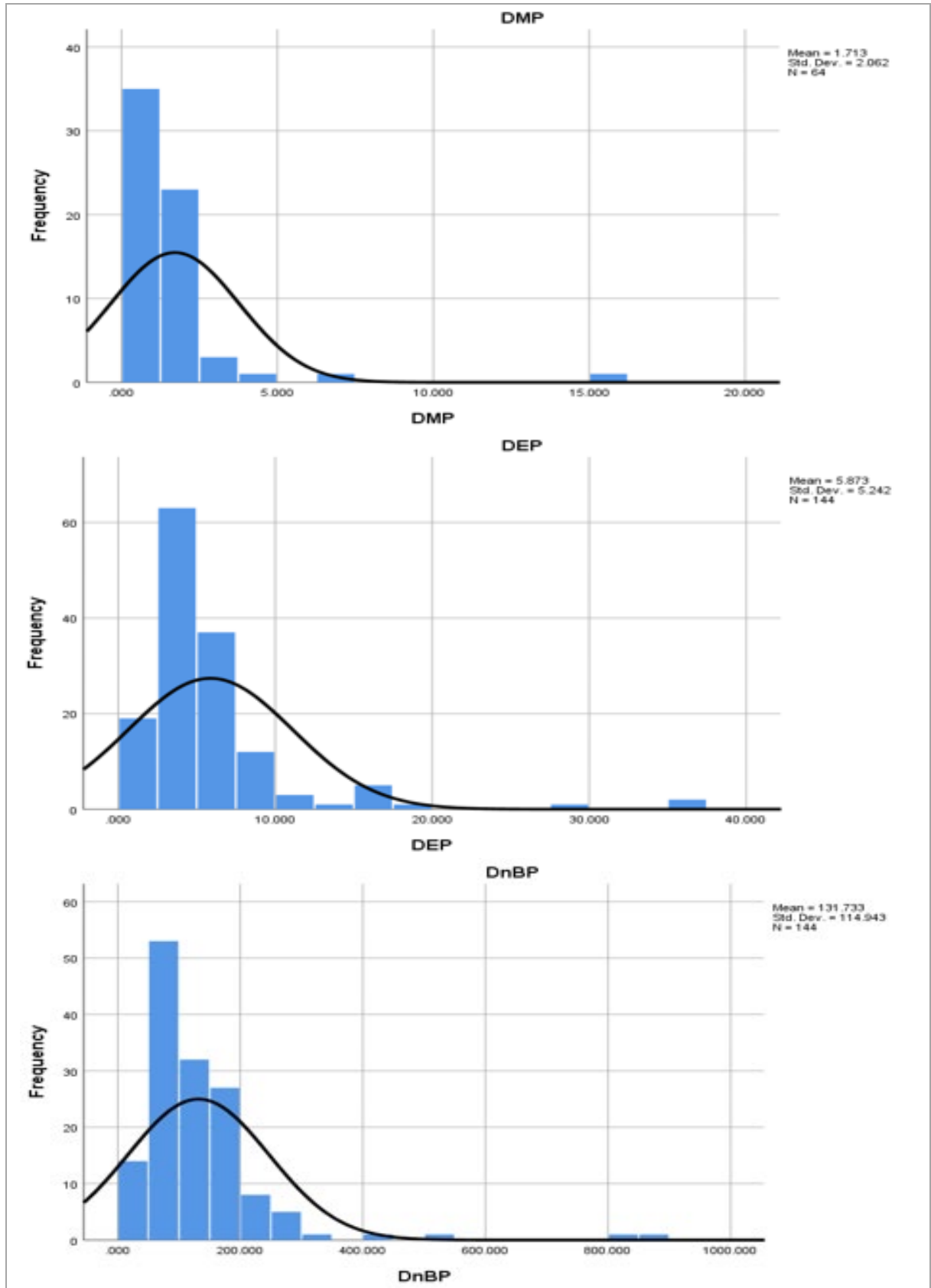
EK Şekil 1 (devam). İç ortam tozu örneklerinde ağır metal seviyeleri için histogram grafikleri (ug/g)



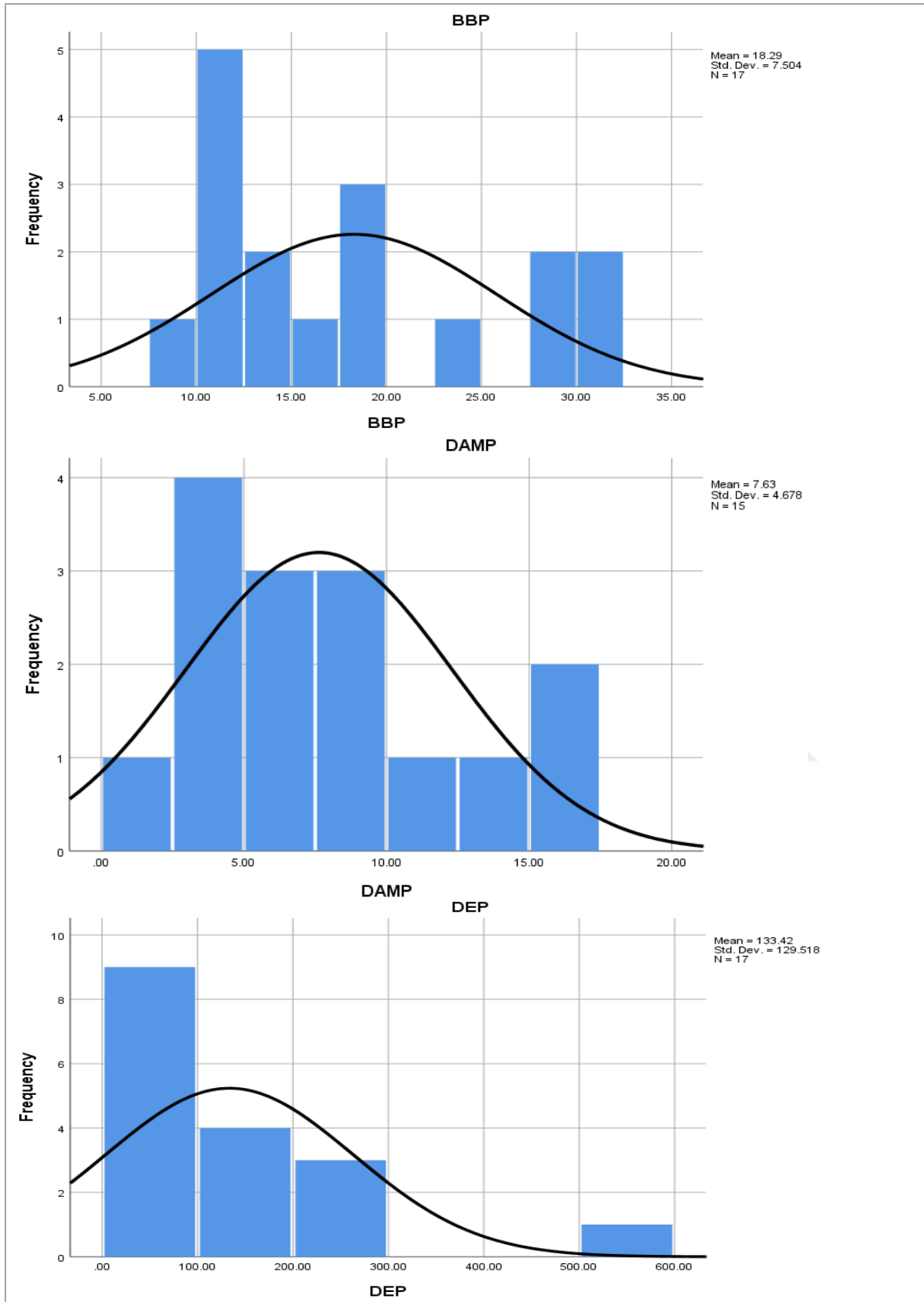
155 **EK Şekil 1 (devam).** İç ortam tozu örneklerinde ağır metal seviyeleri için histogram grafikleri (ug/g)



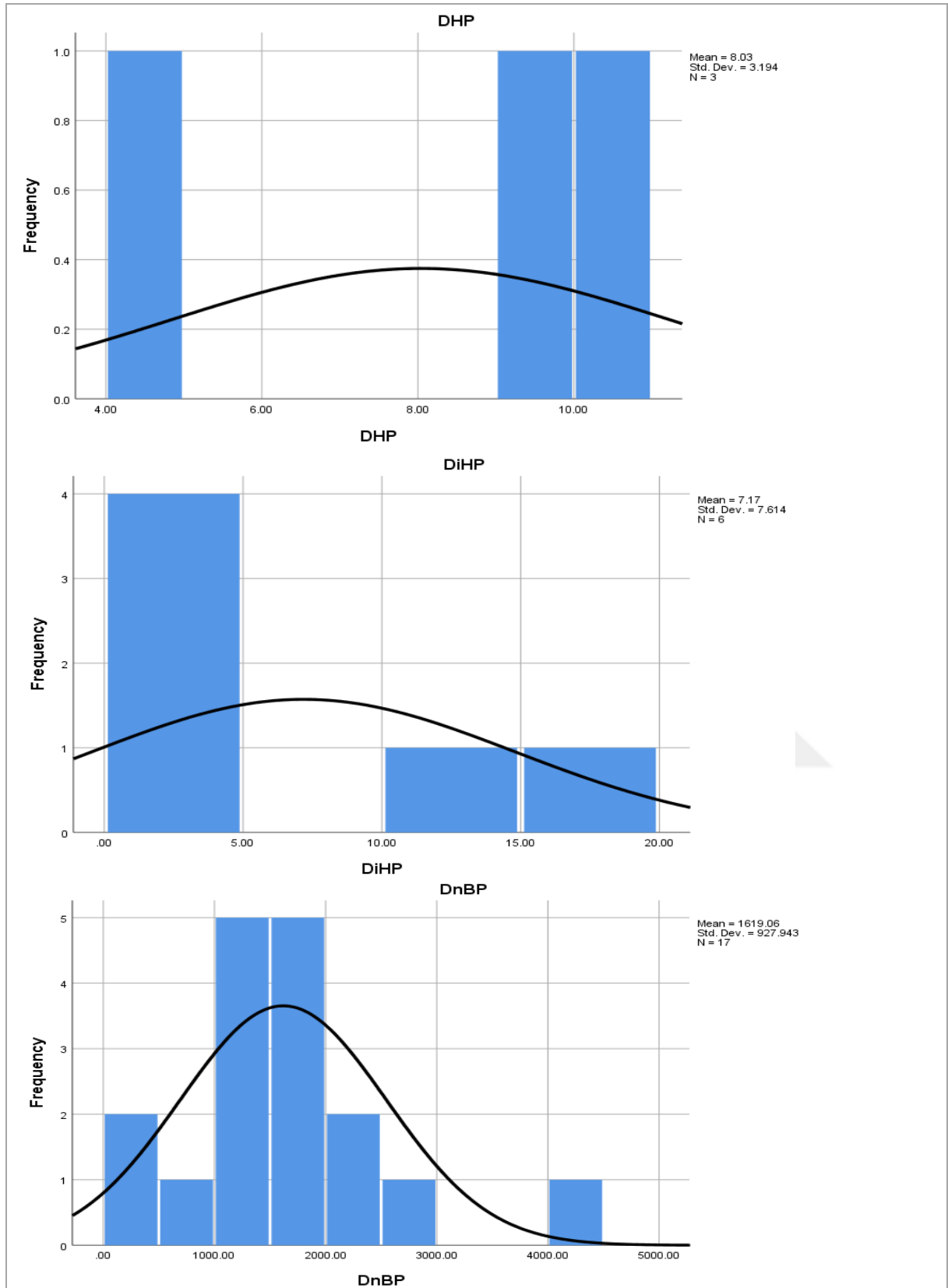
EK Şekil 2. İç ortam tozu örneklerinde fitalat seviyeleri için histogram grafikleri



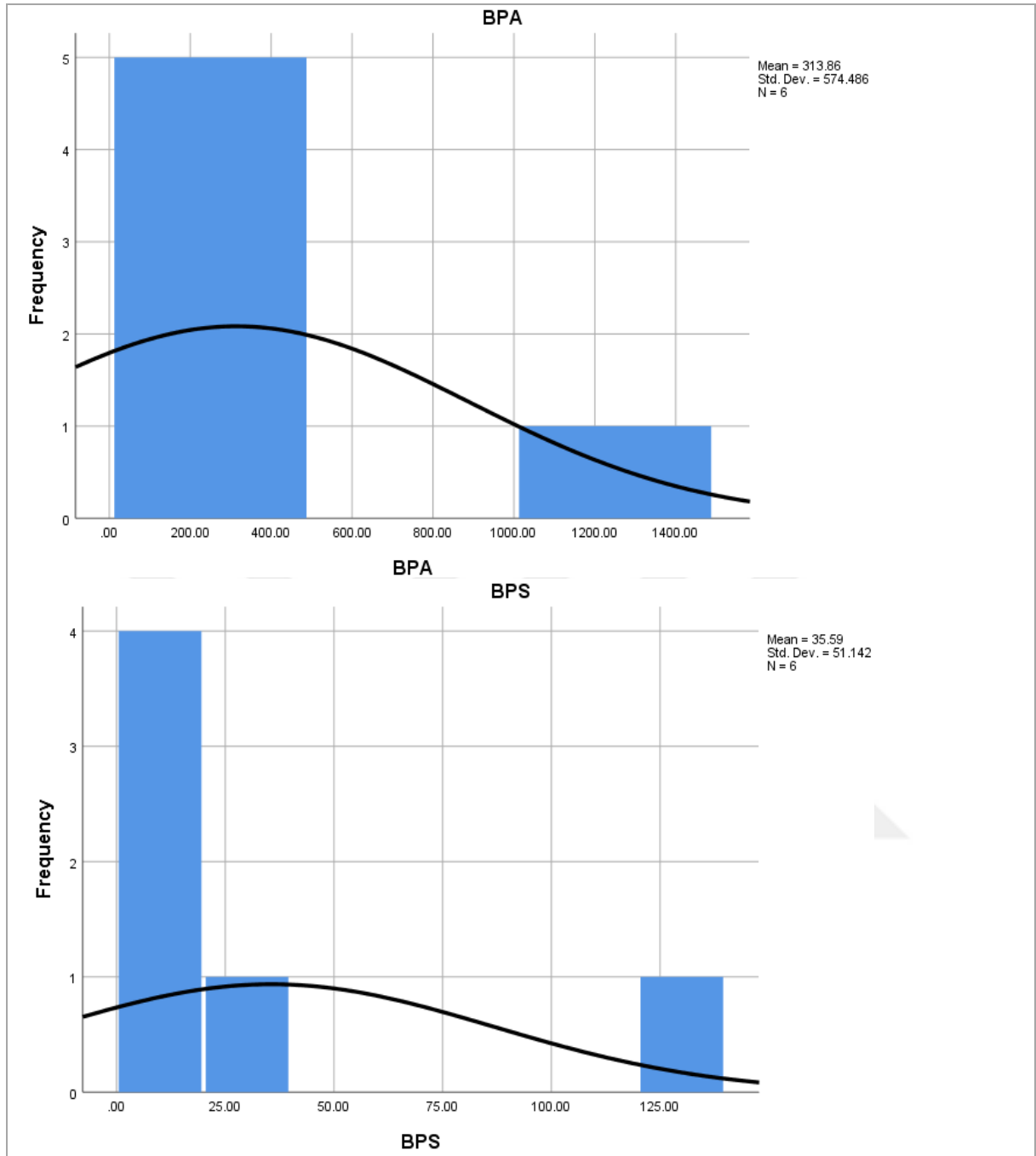
EK Şekil 2 (devam). İç ortam tozu örneklerinde ftalat seviyeleri için histogram grafikleri



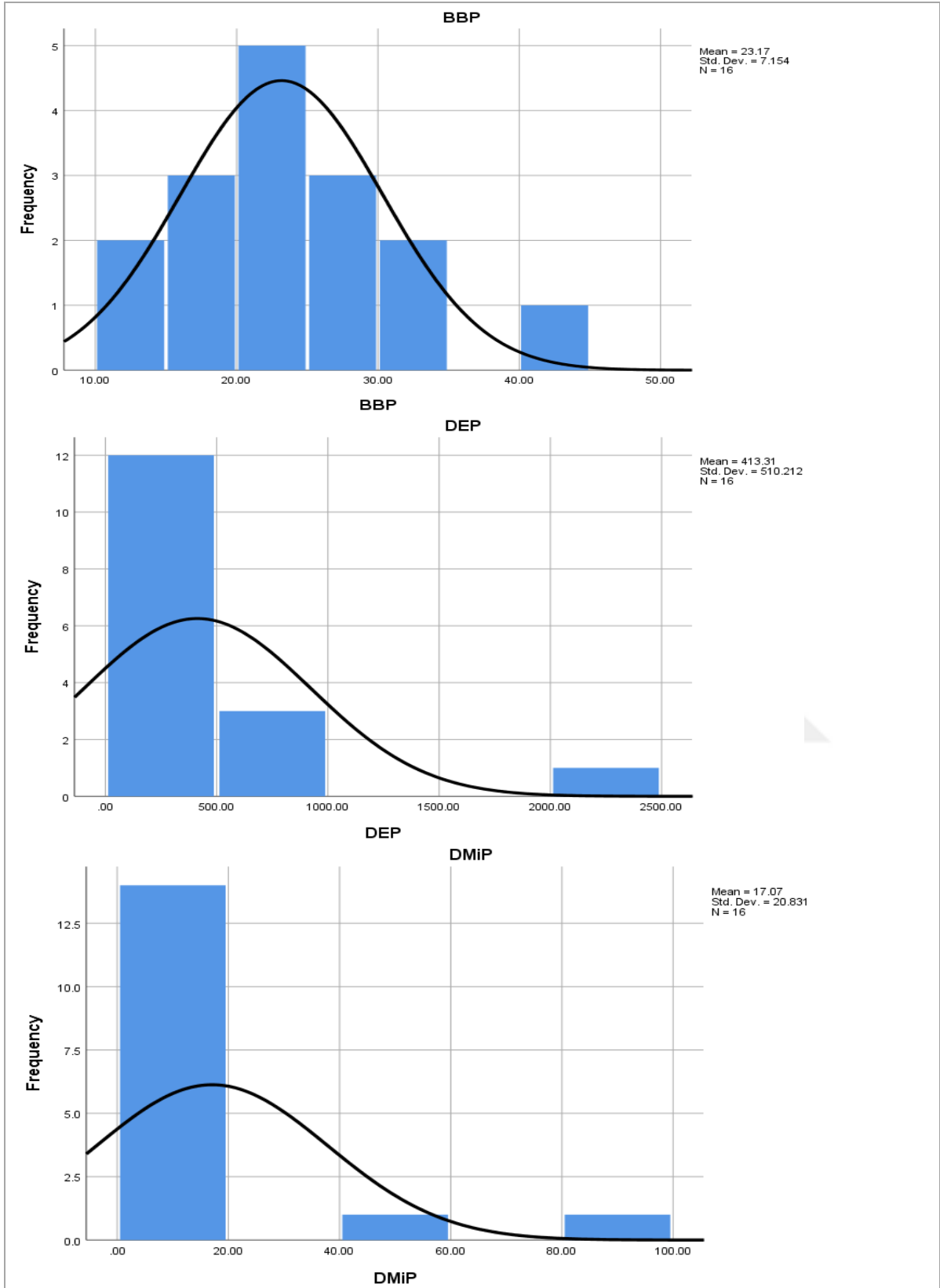
EK Şekil 3. Ambalajlı içme suyu örneklerinde fitalat ve bisfenol seviyeleri için histogram grafikleri



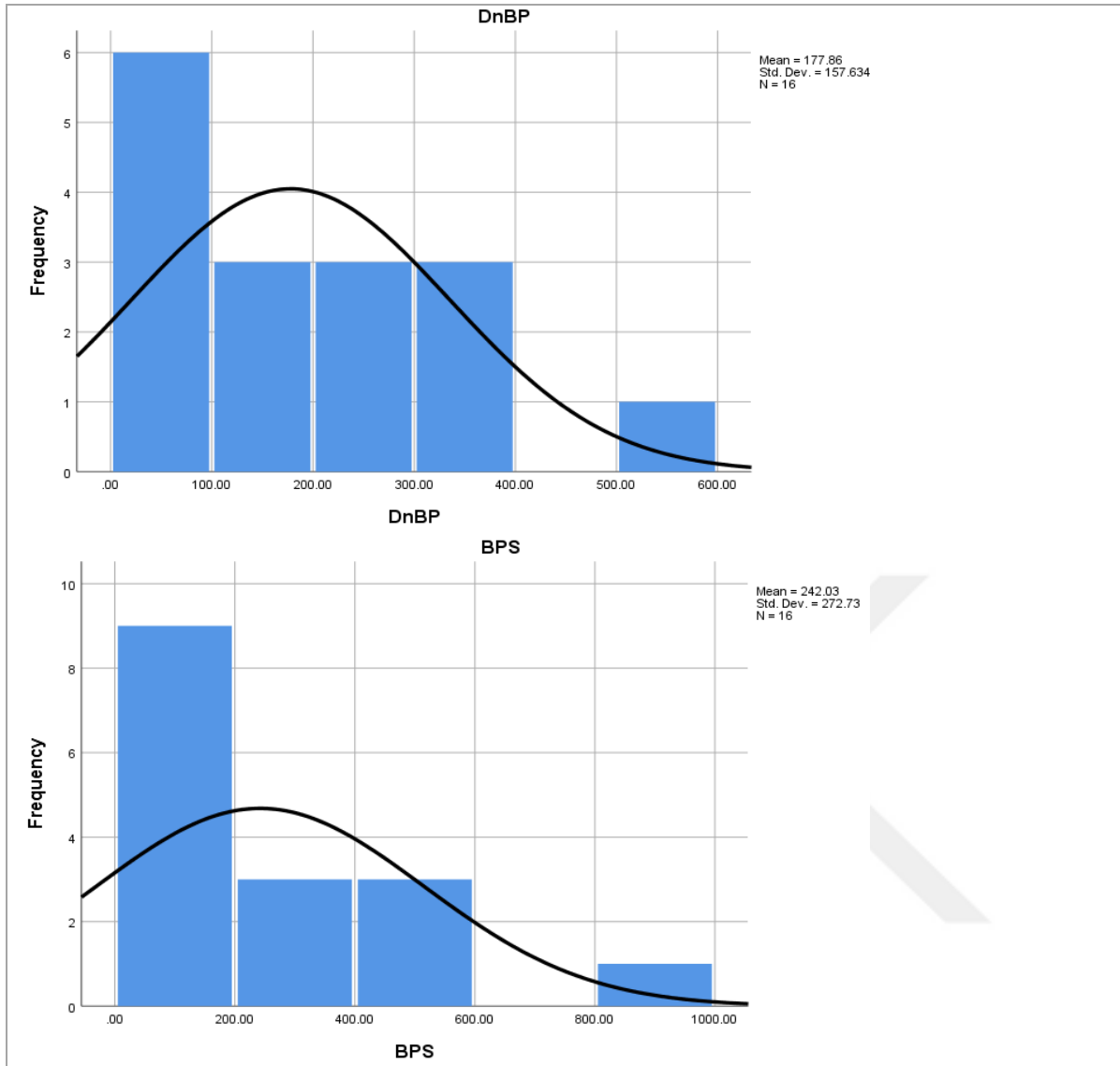
EK Şekil 3 (devam). Ambalajlı içme suyu örneklerinde ftalat ve bisfenol seviyeleri için histogram grafikleri



EK Şekil 3 (devam). Ambalajlı içme suyu örneklerinde ftalat ve bisfenol seviyeleri için histogram grafikleri



EK Şekil 4. PET şişe örneklerinde ftalat ve bisfenol seviyeleri için histogram grafikleri

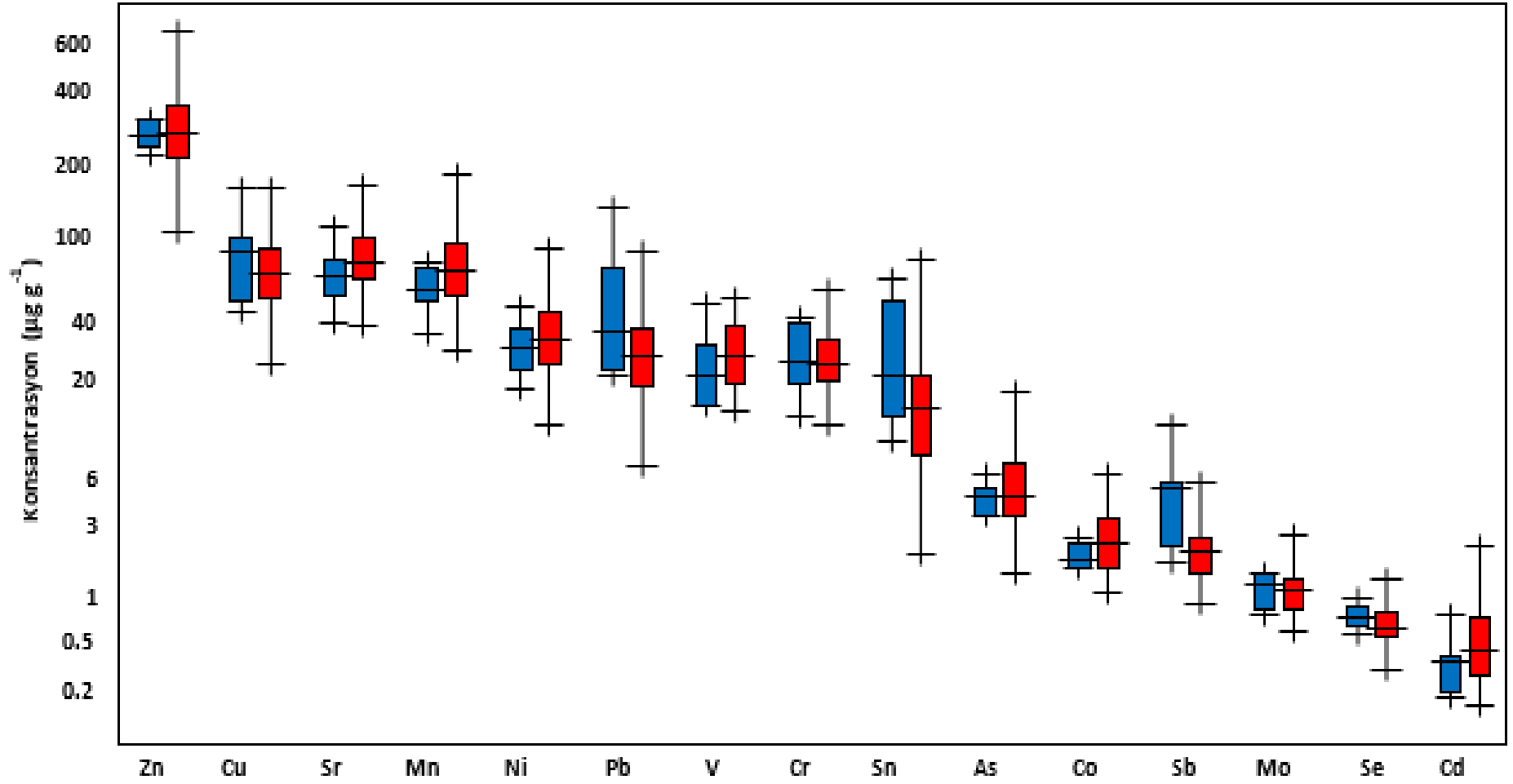


EK Şekil 4 (devam). PET şişe örneklerinde fitalat ve bisfenol seviyeleri için histogram grafikleri

EK Çizelge 5. İç ortam tozlarında ağır metaller için istatistiksel analiz sonuçları (µg/g)

	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Sn	Sb	Pb
Ortalama	27,3	26,9	78,9	2,90	38,2	101	298	6,00	0,900	83,2	2,40	0,600	19,0	2,40	32,5
Medyan	26,4	23,8	65,9	2,30	32,3	65,8	264	4,40	0,600	73,4	1,10	0,400	14,3	2,10	27,5
Mod	14,8 ^a	22,0	28,2 ^a	2,30 ^a	30,8	23,8 ^a	211	3,50	0,500	36,9 ^a	0,900 ^a	0,200 ^a	15,2	1,10 ^a	27,5
Stanadart sapma	9,60	15,0	48,3	2,50	40,7	183	159	4,20	1,40	37,5	10,5	0,600	16,3	1,70	22,8
Varyans	92,1	224	2330	6,30	1659	33450	25440	17,9	2,00	1405	110	0,400	267	2,70	518
Çarpıklık	0,400	4,30	3,90	4,00	7,60	6,40	4,10	1,70	7,00	2,10	9,20	3,20	1,90	3,40	2,40
Çarpıklığın standart hatası	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300
Basıklık	-1,00	27,1	22,5	19,6	65,1	42,8	26,3	2,80	53,1	6,10	84,1	13,8	3,80	14,2	7,50
Basıklığın standart hatası	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
Aralık	36,9	119	371	17,6	375	1439	1292	21,2	12,0	218	97,3	4,20	79,8	10,6	129
Minimum	13,5	11,5	28,2	0,900	11,4	23,8	103	1,40	0,300	36,9	0,600	0,100	1,90	0,900	6,60
Maksimum	50,4	130	399	18,4	386	1463	1395	22,6	12,3	255	97,9	4,40	81,7	11,5	136
Toplam	2322	2285	6708	242	3246	8601	25320	510	74,6	7074	202	53,0	1613	203	2762

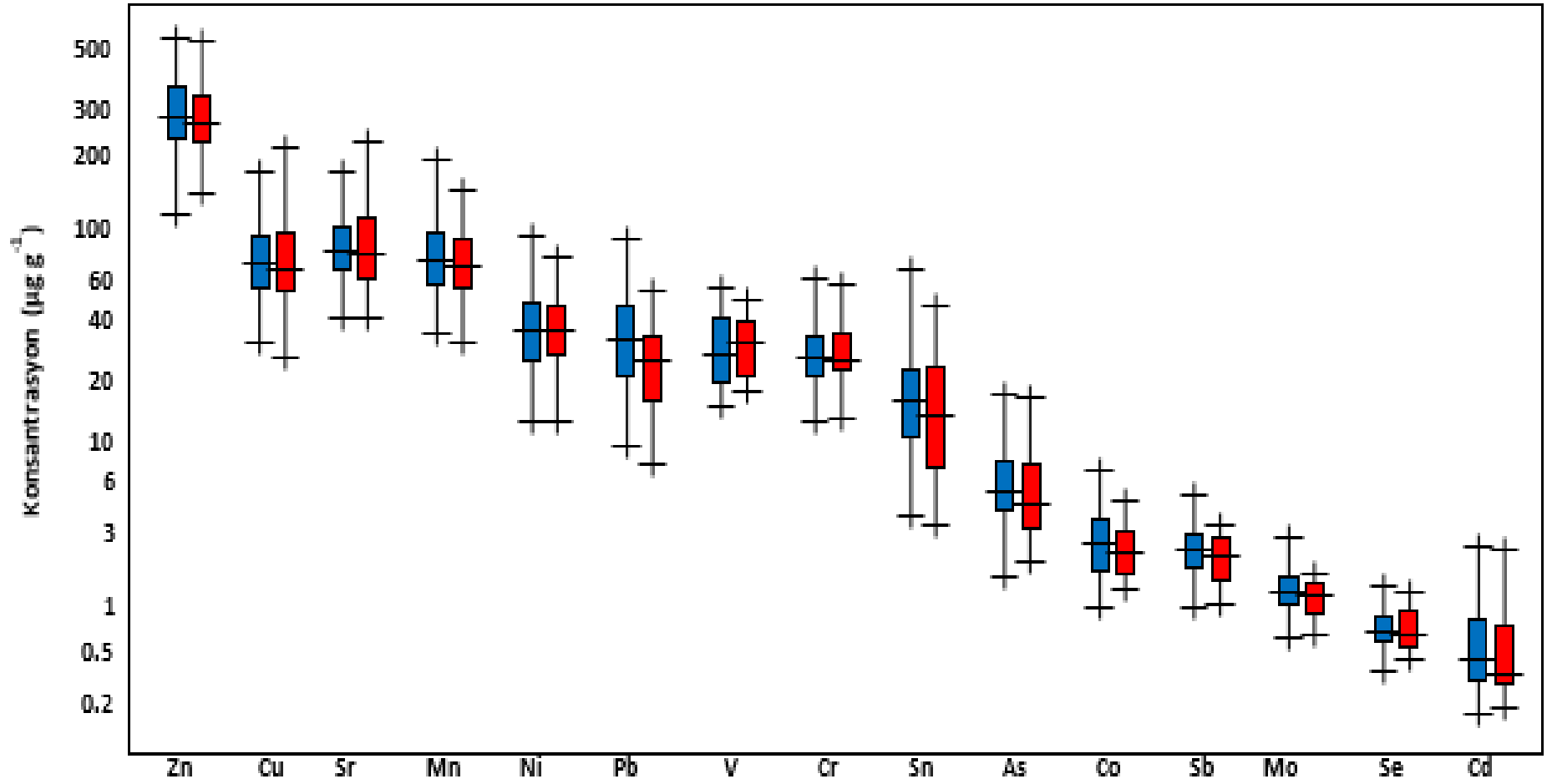
^a Çoklu modlar mevcuttur. En küçük değer gösterilir



EK Şekil 5. Toz numunelerinde ölçülen ağır metal seviyeleri: Mavi-Kutu) klima bulunan evler, Kırmızı-Kutu) klima olmayan evler

Not: Kutunun üst ve alt uçları sırasıyla veri setinin yüzde 75'ini ve 25'ini temsil eder. Kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir.

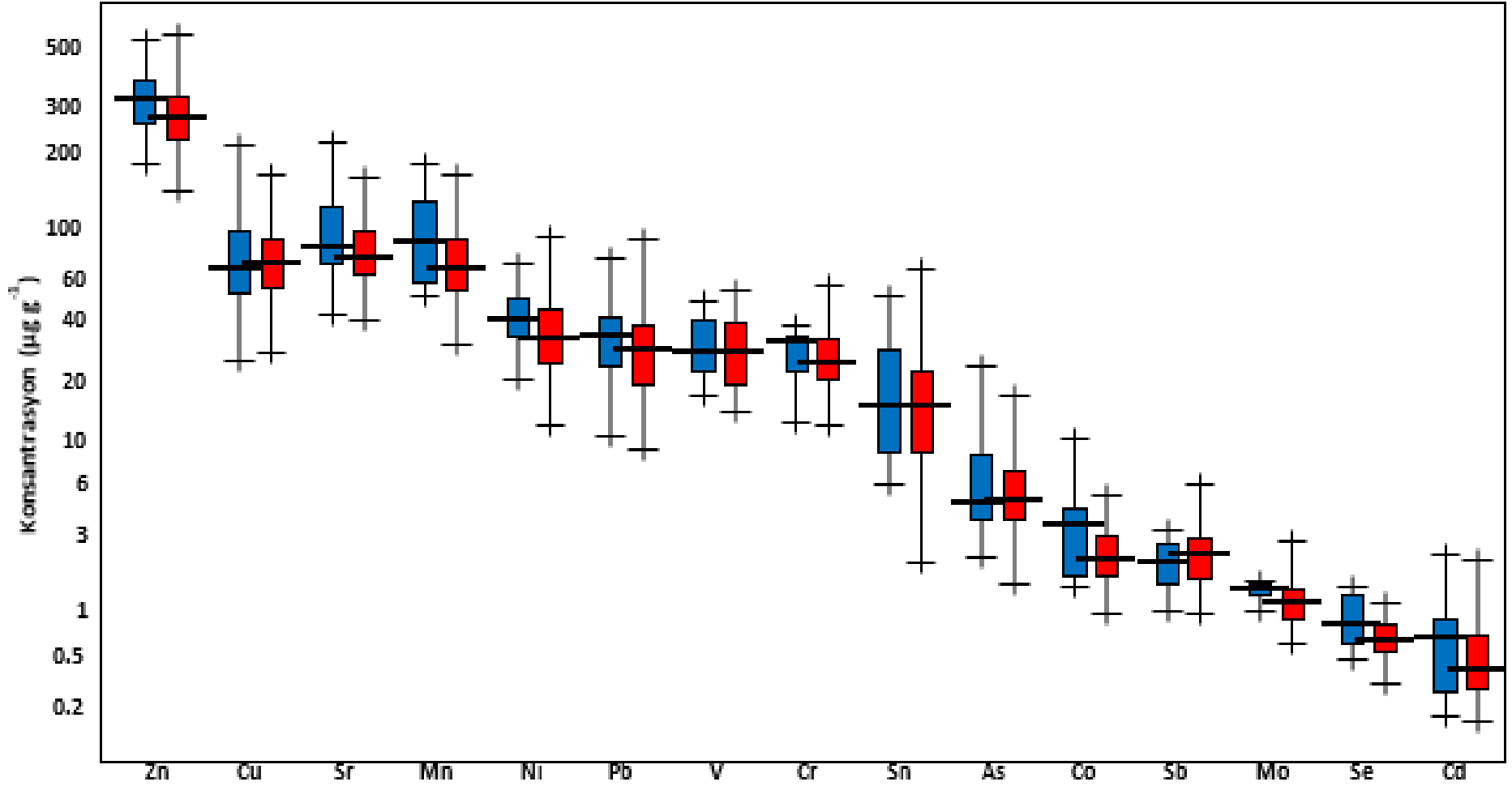
Medyan konsantrasyonlar kutularda yatay çizgi ile gösterilir



EK Şekil 6. Toz numunelerinde ölçülen ağır metal seviyeleri: Mavi-Kutu) ana caddeye yakın evler Kırmızı-kutu) ana caddeden uzaktaki evler

Not: Kutunun üst ve alt uçları sırasıyla veri setinin yüzde 75'ini ve 25'ini temsil eder. Kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir.

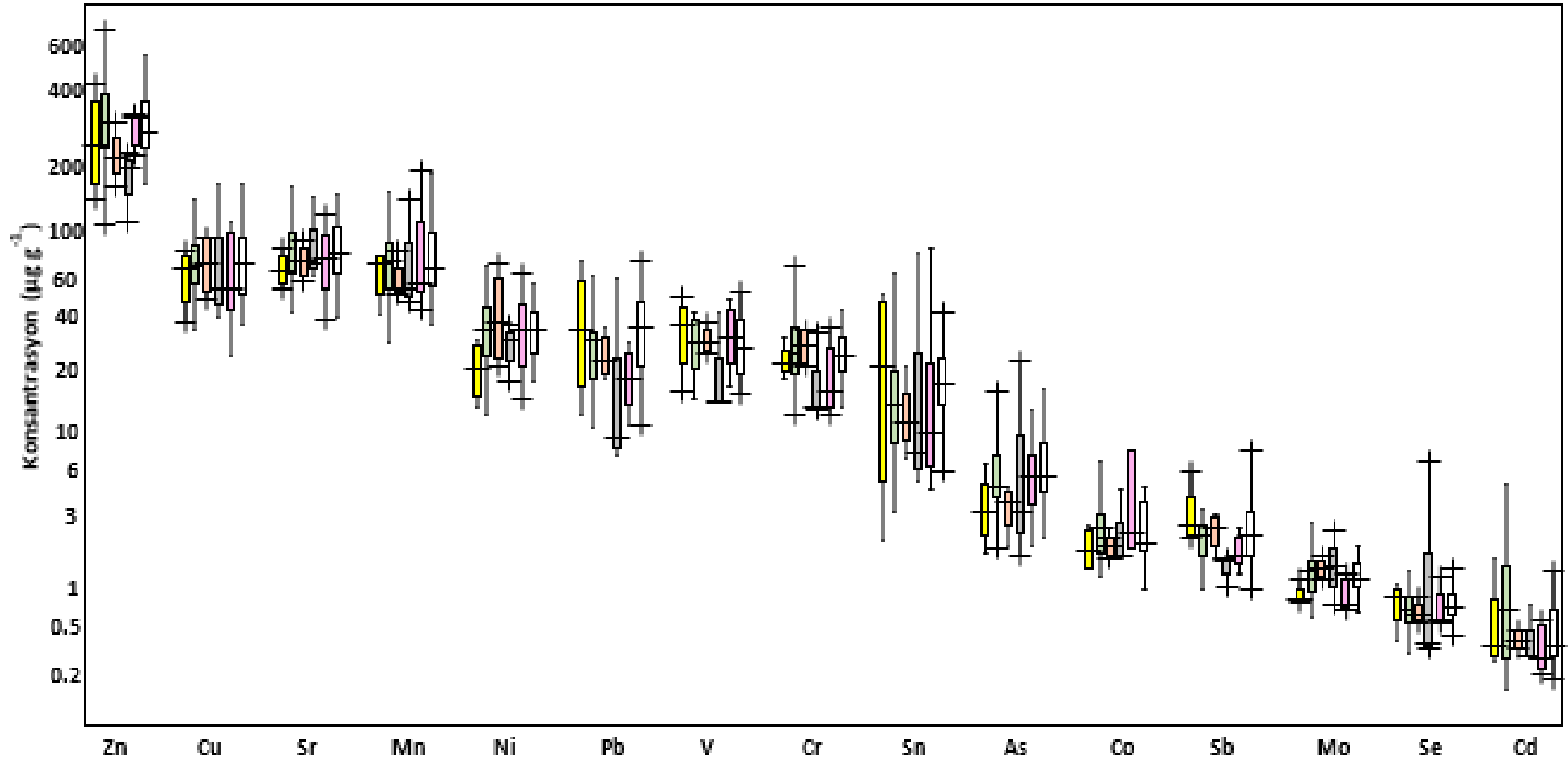
Medyan konsantrasyonlar kutularda yatay çizgi ile gösterilir



EK Şekil 7. Toz örneklerinde ölçülen ağır metal seviyeleri: Mavi-Kutu) evcil hayvan bulunan evler; Kırmızı-Kutu) evcil hayvan olmayan evler

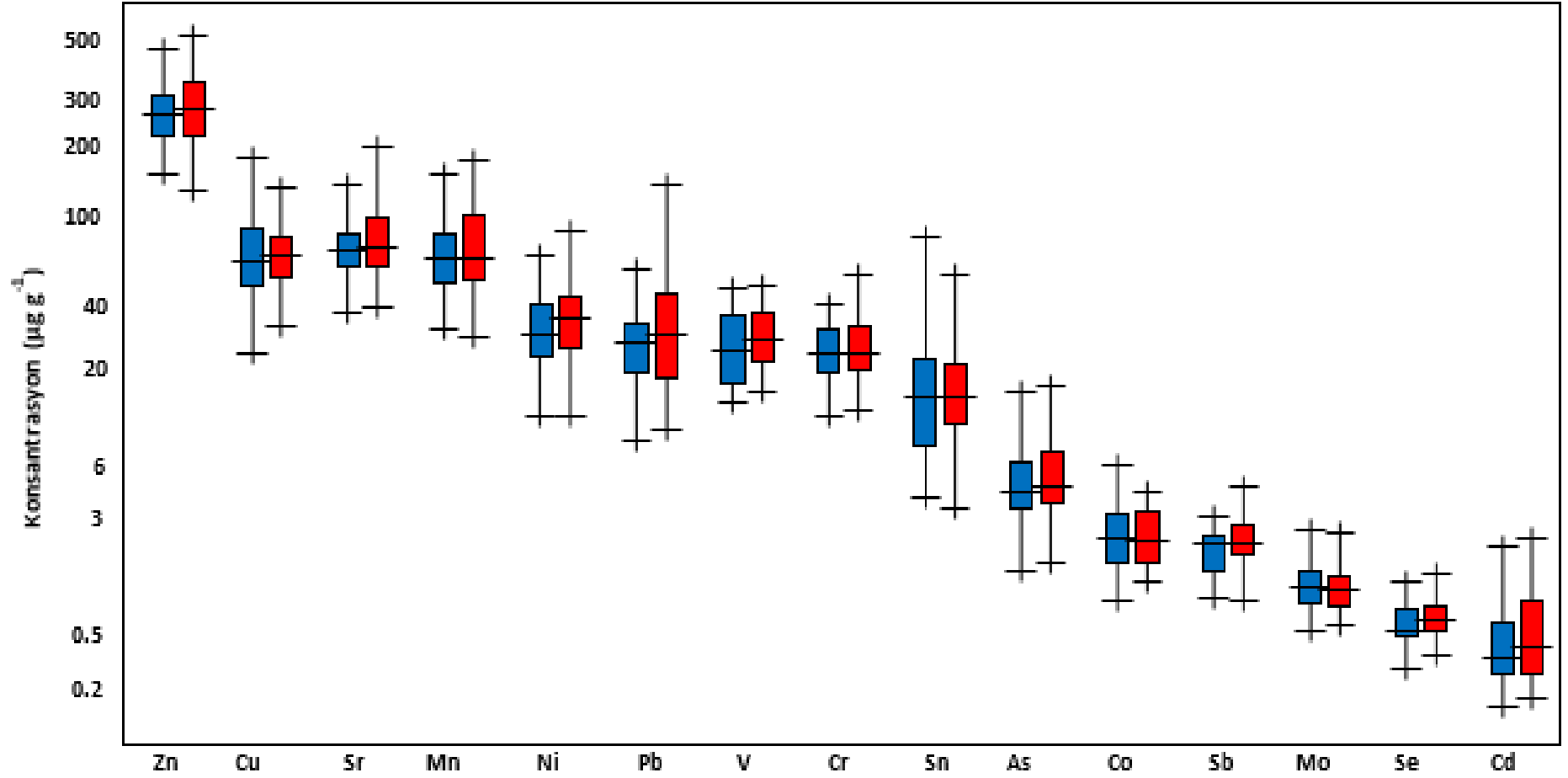
Not: Kutunun üst ve alt uçları sırasıyla veri setinin yüzde 75'ini ve 25'ini temsil eder. Kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir.

Medyan konsantrasyonlar kutularda yatay çizgi ile gösterilir



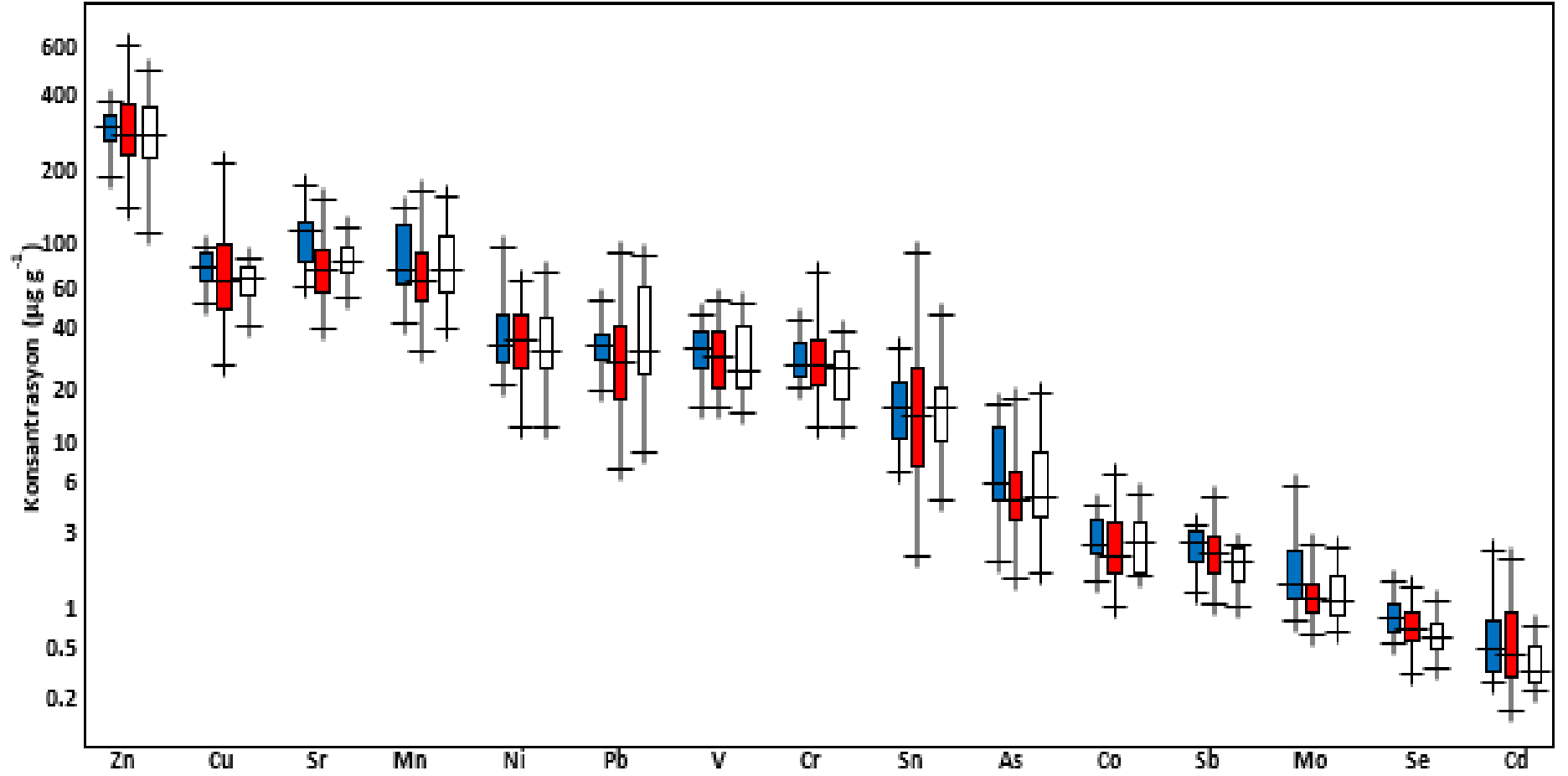
EK Şekil 8. Duvar boya rengi evlerden alınan toz örneklerinde ölçülen ağır metal seviyeleri: Sarı-Kutu) sarı duvar rengi, Krem-Kutu) krem duvar rengi, Bej-Kutu) bej duvar rengi, Gri-Kutu) gri duvar rengi, Pembe- Kutu) pembe duvar rengi ve Beyaz-Kutu) beyaz duvar rengi

Not: Kutunun üst ve alt uçları sırasıyla veri setinin yüzde 75'ini ve 25'ini temsil eder. Kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir. Medyan konsantrasyonlar kutularda yatay çizgi ile gösterilir



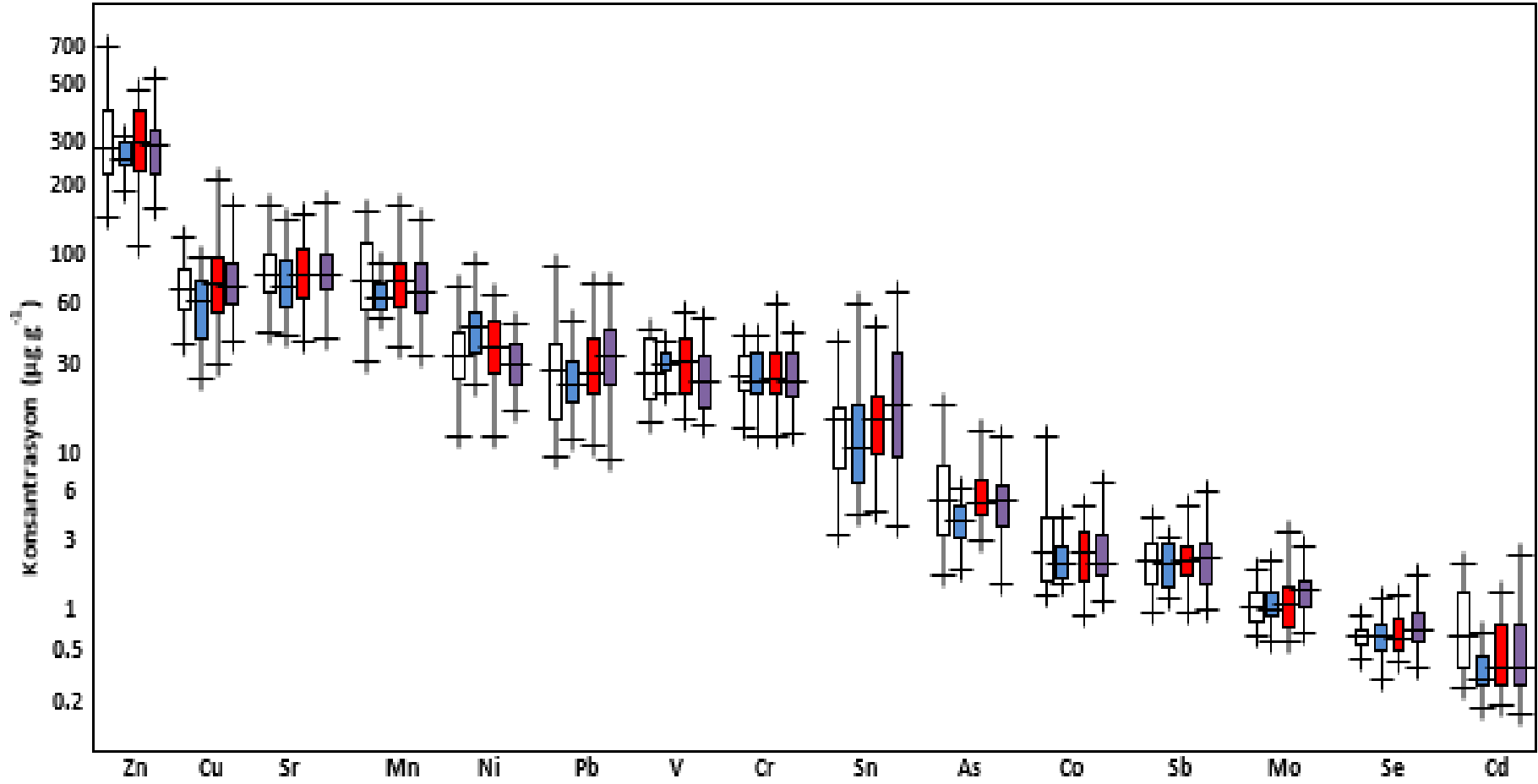
EK Şekil 9. Toz numunelerinde ölçülen ağır metal seviyeleri: Mavi-Kutu) sigara içenlerin evleri Kırmızı-Kutu) sigara içmeyenlerin evleri

Not: Kutunun üst ve alt uçları sırasıyla veri setinin yüzde 75'ini ve 25'ini temsil eder. Kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir. Medyan konsantrasyonlar kutularda yatay çizgi ile gösterilir



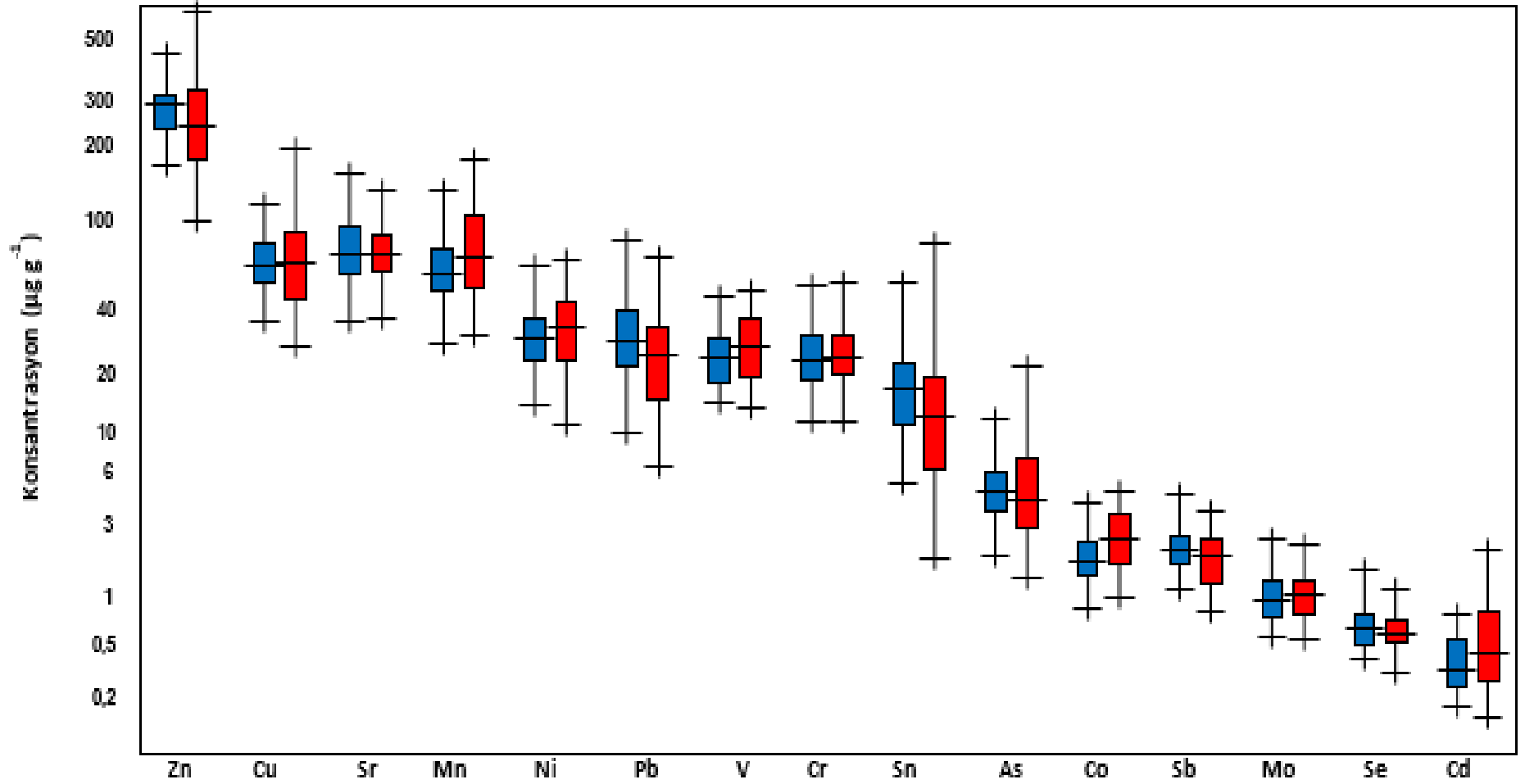
EK Şekil 10. Evlerden alınan toz numunelerinde ölçülen ağır metal seviyeleri: Mavi Kutu) üç kişi Kırmızı Kutu) dört kişi Beyaz Kutu) beş veya altı kişi yaşayan evler

Not: Kutunun üst ve alt uçları sırasıyla veri setinin yüzde 75'ini ve 25'ini temsil eder. Kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir. Medyan konsantrasyonlar kutularda yatay çizgi ile gösterilir



EK Şekil 11. Bina yaşı ile evlerden alınan toz örneklerinde ölçülen ağır metal seviyeleri: Beyaz-kutu) 1-5 yıl, mavi-kutu) 6-10 yıl, kırmızı-kutu) 11-20 yıl ve mor-kutu) >20 yıl

Not: Kutunun üst ve alt uçları sırasıyla veri setinin yüzde 75'ini ve 25'ini temsil eder. Kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir. Medyan konsantrasyonlar kutularda yatay çizgi ile gösterilir



EK Şekil 12. Toz örneklerinde ölçülen ağır metal seviyeleri: Mavi-kutu) astımlı çocuğu olan evler, Kırmızı-Kutu) astımlı çocuğu olmayan evler

Not: Kutunun üst ve alt uçları sırasıyla veri setinin yüzde 75'ini ve 25'ini temsil eder. Kutunun her iki ucundaki uzantılar ("bıyık") maksimum ve minimum değerleri gösterir.

Medyan konsantrasyonlar kutularda yatay çizgi ile gösterilir

EK Çizelge 6. İç ortam tozunda belirlenen elementler için Spearman's rank korelasyon katsayısı (Spearman's rho)

	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Sn	Sb	Pb
V	1,000	0,210	0,487**	0,365**	0,217*	0,243*	0,135	0,436**	0,408**	0,216*	0,036	0,115	0,166	0,061	0,097
Cr		1,000	0,503**	0,470**	0,389**	0,328**	0,267*	0,485**	0,368**	0,317**	0,410**	0,139	0,201	0,127	0,121
Mn			1,000	0,786**	0,365**	0,285**	0,244*	0,692**	0,265*	0,478**	0,367**	0,143	0,014	-0,079	0,097
Co				1,000	0,492**	0,229*	0,251*	0,615**	0,204	0,455**	0,289**	0,220*	-0,051	-0,137	0,006
Ni					1,000	0,292**	0,317**	0,340**	0,111	0,299**	0,239*	0,086	0,140	0,142	0,003
Cu						1,000	0,387**	0,430**	0,360**	0,322**	0,291**	0,188	0,451**	0,277*	0,370**
Zn							1,000	0,322**	0,238*	0,207	0,203	0,109	0,279**	0,214*	0,340**
As								1,000	0,353**	0,497**	0,272*	0,142	0,276*	-0,032	0,335**
Se									1,000	0,325**	0,234*	0,141	0,257*	0,201	0,301**
Sr										1,000	0,204	0,215*	0,088	-0,055	0,194
Mo											1,000	0,104	0,036	0,188	0,122
Cd												1,000	-0,036	0,170	0,156
Sn													1,000	0,296**	0,535**
Sb														1,000	0,221*
Pb															1,000

** Korelasyon 0,01 düzeyinde anlamlıdır (2 kuyruklu).

* Korelasyon 0,05 düzeyinde anlamlıdır (2 kuyruklu).

EK Çizelge 7. Ankara için hesaplanan zenginleştirme faktörü (EF) ve kümülatif zenginleştirme faktörü (cEF) sonuçları ve diğer ülkelerle karşılaştırma

	Zenginleştirme Faktörü (EF)							Referans
	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	cEF	
Avustralya	8,2	1,6	6,4	1,0	19,4	27,1	64,7	(Isley ve ark., 2021)
Çin	6,1	2,9	9,2	1,9	14,0	26,3	61,4	
Hırvatistan	2,8	2,3	7,2	1,1	8,2	22,0	44,5	
Gana	2,9	1,2	3,8	1,7	18,8	7,4	36,8	
Yunanistan	3,3	2,6	6,7	1,4	6,4	16,7	38,1	
Meksika	2,7	1,4	4,9	0,2	1,6	12,1	23,9	
Yeni Kaledonya	2,6	5,5	5,0	9,8	3,7	13,2	40,8	
Yeni Zelanda	13,0	2,9	6,0	0,7	13,1	19,3	56,0	
Nijerya	0,8	1,9	0,7	0,4	2,7	3,1	10,5	
UK	2,2	1,8	4,7	0,9	10,4	10,7	31,7	
USA	4,6	2,8	13,3	2,8	5,2	25,1	54,8	
Ankara (tüm veri)	6,58	1,79	11,93	3,19	8,79	20,4	52,7	Bu çalışma
<i>Ankara'nın ilçeleri</i>								
Altındağ	6,89	2,75	10,7	3,68	11,6	23,3	59,0	Bu çalışma
Çankaya	6,56	1,89	16,4	3,81	7,97	18,0	54,7	
Elmadag	10,2	1,14	2,52	2,03	2,50	8,76	27,2	
Etimesgut	8,22	1,45	8,53	2,71	9,53	22,9	53,3	
Gölbaşı	6,20	2,78	5,83	2,65	5,66	16,5	39,6	
Keçiören	8,02	1,29	8,28	2,77	7,11	18,8	46,3	
Mamak	5,01	2,03	14,5	3,40	8,56	26,3	59,9	
Sincan	6,48	1,82	24,7	4,03	12,3	24,3	73,7	
Yenimahalle	6,81	1,56	7,47	2,66	10,4	16,4	45,4	

EK Çizelge 8. PCB kongenerleri için tereyağı konsantrasyonlarıyla ilişkilendirilmiş tahmini hava konsantrasyonları (pg/m³)

	PCB28	PCB118	PCB138	PCB153	PCB170	PCB180
Adana-1	3,62	0,829				0,239
Adana-2	3,58	0,833			0,180	0,235
Adana-3		0,729				0,210
Afyonkarahisar						
Aksaray	3,67	0,838			0,189	0,243
Antalya-1	5,08	0,804				
Antalya-2	5,32					0,223
Ardahan		0,785			0,171	0,219
Artvin		0,811			0,178	0,229
Aydın-1		0,884				0,247
Aydın-2	4,32					0,256
Aydın-3	4,66	0,852				0,236
Aydın-4	4,18	0,820			0,179	0,230
Balıkesir	5,76	0,896			0,195	0,253
Batman	4,12	0,753			0,174	0,224
Bayburt	3,58	0,850			0,185	0,241
Burdur-1		0,821				
Burdur-2	5,41	0,774			0,177	0,228
Burdur-3		0,769				0,221
Bursa-1	4,48	1,015			0,231	0,297
Bursa-2	4,46	0,784			0,168	0,217
Bursa-3	4,23	0,847			0,188	0,241
Bursa-4	5,21	0,778			0,172	0,221
Çanakkale		0,800				0,240
Çankırı-1	4,31	0,826			0,182	0,232
Çankırı-2	3,24	0,717			0,158	0,203
Çankırı-3					0,210	0,272
Çorum	4,07	0,836			0,183	0,236
Denizli-1						
Denizli-2	5,82	1,395				0,407
Denizli-3	5,11	1,123				0,329
Denizli-4		0,976				0,284
Denizli-5	5,17	0,805			0,180	0,228
Elazığ-1	4,62				0,236	0,302
Elazığ-2		0,818				0,237

EK Çizelge 8 (devam). PCB kongenerleri için tereyağı konsantrasyonlarıyla ilişkilendirilmiş tahmini hava konsantrasyonları (pg/m³)

	PCB28	PCB118	PCB138	PCB153	PCB170	PCB180
Elazığ-3						0,217
Erzincan-1	3,59	0,794			0,181	0,233
Erzincan-2		0,842			0,185	0,236
Erzurum	5,05	0,873				0,237
Gaziantep	4,09				0,208	0,268
Hakkari-1	4,18					
Hakkari-2	3,76					
Hakkari-3	5,50	0,765				0,208
Hakkari-4	4,23	0,838				0,242
Hakkari-5	5,73	0,872			0,200	0,257
İzmir-1		0,796				
İzmir-2	4,24	1,144	0,282	0,422	0,189	0,269
Kahramanmaraş-1	3,79	0,930				0,269
Kahramanmaraş-2	6,11	0,867			0,191	0,246
Karabük-1	3,16	0,777			0,174	0,224
Karabük-2	5,99					0,300
Kars-1		0,780			0,165	0,212
Kars-2	3,50	0,729				0,202
Kars-3	3,26	0,826	0,169		0,144	0,189
Kars-4	8,30	1,035	0,212		0,188	0,244
Kars-5	6,64	0,997	0,207			0,244
Kastamonu-1	4,63	0,988			0,209	0,270
Kastamonu-2	3,97	0,916	0,194		0,184	0,238
Kayseri		0,758				0,219
Kırıkkale-1	3,59	0,853			0,188	0,243
Kırıkkale-2	3,76	0,900			0,198	0,256
Kırklarerli	4,00	0,831			0,182	0,235
Kütahya	4,59					0,221
Malatya-1	3,75	0,864			0,192	0,247
Malatya-2	3,85	0,795				0,231
Malatya-3	4,20	0,900			0,199	0,256
Malatya-4	4,99					0,232
Malatya-5		0,912	0,255		0,194	0,284
Manisa	3,75	0,886	0,183			0,242
Mersin-1	3,71	0,865			0,192	0,247
Mersin-2	5,78				0,203	0,262
Muğla-1		0,814			0,180	0,233
Muğla-2	3,55	0,844				0,237
Muğla-3	4,30					

EK Çizelge 8 (devam). PCB kongenerleri için tereyağı konsantrasyonlarıyla ilişkilendirilmiş tahmini hava konsantrasyonları (pg/m³)

	PCB28	PCB118	PCB138	PCB153	PCB170	PCB180
Muğla-4	3,60	0,825			0,186	0,238
Muğla-5	3,61	0,776			0,176	0,226
Muş	4,45	0,815				0,242
Nevşehir-1	3,86	0,785			0,173	0,222
Nevşehir-2	4,14	0,848			0,181	0,232
Niğde		0,801			0,177	0,226
Sakarya-1	3,49	0,835			0,174	0,225
Sakarya-2	6,65	0,842	0,182		0,174	0,229
Samsun	7,95	0,863				0,251
Sivas-1		0,795			0,183	0,235
Sivas-2	4,11	0,768				0,222
Trabzon-1	6,66					0,205
Trabzon-2	6,41	0,872				0,224
Uşak-1					0,168	0,217
Uşak-2	3,80	0,797				0,225
Van-1	4,24	0,720				
Van-2	3,71				0,196	0,251
Van-3	3,55	0,800			0,181	0,233
Van-4					0,166	0,214
Yozgat	3,83	0,899	0,223		0,202	0,261

EK Çizelge 9. IDL (pg/g lipid) ve MDL (pg/g lipid) değerleri

Kongener	IDL	MDL	Kongener	IDL	MDL	Kongener	IDL	MDL
PCB1	9,1	9,1	PCB56/60	4,5	5,1	PCB164	9,1	9,1
PCB2	9,1	9,1	PCB81	4,5	6,4	PCB138/158	9,1	9,1
PCB3	9,1	9,1	PCB77	4,5	4,8	PCB129	9,1	9,1
PCB4/10	9,1	9,1	PCB104	4,5	4,5	PCB128	9,1	9,1
PCB9/7	9,1	34,6	PCB103	9,1	9,1	PCB167	9,1	9,1
PCB6	9,1	10,5	PCB93/95	9,1	9,1	PCB156	9,1	9,1
PCB8/5	9,1	10,8	PCB91	9,1	9,1	PCB157	9,1	9,1
PCB12	9,1	13,1	PCB92	9,1	9,1	PCB169	9,1	9,1
PCB15	9,1	10,3	PCB84	9,1	9,1	PCB179	9,1	9,1
PCB19	9,1	9,1	PCB101	9,1	9,8	PCB176	9,1	9,1
PCB18	9,1	9,1	PCB99	9,1	11,0	PCB178	9,1	9,1
PCB17	2,3	2,3	PCB119	9,1	9,1	PCB187	9,1	9,1
PCB27/24	9,1	9,1	PCB83	9,1	9,1	PCB183	9,1	9,1
PCB16/32	2,3	2,3	PCB97	9,1	9,1	PCB185	9,1	9,1
PCB34	2,3	2,3	PCB87/115	9,1	5,3	PCB174	9,1	9,1
PCB29	2,3	3,3	PCB85	9,1	10,6	PCB177	9,1	9,1
PCB26/25	2,3	2,3	Pcb110	2,3	13,4	PCB171	9,1	11,6
PCB31/28	2,3	2,7	PCB82	9,1	13,0	PCB173	9,1	9,1
PCB33/20	4,5	4,5	PCB107/123	9,1	9,1	PCB172	9,1	9,1
PCB22	4,5	4,5	PCB118	9,1	9,1	PCB180/193	9,1	9,1
PCB37	9,1	10,8	PCB114	9,1	9,1	PCB191	9,1	9,1
PCB45	9,1	9,1	PCB105	9,1	9,1	PCB170/190	9,1	12,6
PCB46/69	4,5	4,5	PCB126	9,1	10,2	PCB189	9,1	9,1
PCB52	4,5	4,5	PCB136	9,1	9,1	PCB197	9,1	9,1
PCB49	9,1	9,1	PCB151	9,1	9,1	PCB199	9,1	9,1
PCB47/48	9,1	9,1	PCB135/144	9,1	9,1	PCB203/196	9,1	9,1
PCB44/59/4	4,5	4,5	PCB147	9,1	9,1	PCB195	9,1	9,1
PCB71	2,3	2,3	PCB149	9,1	9,1	PCB194	9,1	9,1
PCB41/64	2,3	2,3	PCB134	9,1	9,1	PCB205	9,1	9,1
PCB40	2,3	2,3	PCB131	9,1	9,1	PCB208	9,1	9,1
PCB67	2,3	5,3	PCB146	9,1	11,1	PCB207	9,1	9,1
PCB63	2,3	4,4	PCB153	9,1	9,1	PCB206	9,1	9,1
PCB74	4,5	7,9	PCB132	9,1	14,9	PCB209	9,1	9,1
PCB70	4,5	5,4	PCB141	9,1	17,8			
PCB66	4,5	5,5	PCB137	9,1	12,8			

Koyu renkli sayılar için IDL=MDL

EK Çizelge 10. Hedef Kirleticilerin Geri Kazanım Verimi Oranları (%)

	Test-1	Test-2	Test-3	Test-4	Test-5
PCB1	100,2	83,6	84,9	96,0	92,2
PCB2	87,0	81,3	107,1	98,4	103,0
PCB3	111,9	95,0	92,8	92,6	95,2
PCB4/10	101,3	84,4	74,6	88,0	86,2
PCB9/7	87,1	102,3	85,8	96,4	108,3
PCB6	113,3	104,5	75,2	84,0	100,5
PCB8/5	107,4	82,4	79,6	85,4	89,0
PCB12	70,0	87,7	102,5	88,7	96,0
PCB15	96,4	75,4	74,6	99,8	71,5
PCB19	93,1	75,0	80,3	104,0	80,4
PCB18	96,6	78,4	109,3	98,9	104,1
PCB17	93,4	91,5	82,0	103,4	80,6
PCB27/24	99,9	80,4	84,9	99,3	107,7
PCB16/32	95,9	75,7	85,0	98,2	103,8
PCB34	93,0	101,3	105,8	98,2	102,2
PCB29	86,1	86,0	93,7	92,6	104,2
PCB26/25	104,0	110,8	94,4	102,4	86,6
PCB31/28	77,0	84,1	99,7	87,4	93,5
PCB33/20	83,0	74,3	88,3	85,9	100,5
PCB22	96,9	77,0	78,1	82,7	88,9
PCB37	108,2	98,5	110,7	83,0	82,2
PCB45	99,5	91,8	87,2	89,8	100,2
PCB46/69	79,9	85,4	103,2	88,2	95,3
PCB52	97,4	91,3	72,9	96,6	80,6
PCB49	93,7	97,5	71,6	86,8	89,1
PCB47/48	83,1	104,8	108,2	93,3	85,9
PCB44/59/42	70,0	79,3	93,5	101,0	93,8
PCB71	104,0	90,7	97,6	100,2	87,3
PCB41/64	87,5	101,3	90,3	90,3	102,2
PCB40	91,6	75,2	78,3	91,6	98,0
PCB67	101,1	106,3	100,0	96,6	85,0
PCB63	92,8	100,2	106,8	101,9	99,9
PCB74	106,0	78,9	82,1	102,9	78,1
PCB70	87,7	90,6	94,1	101,8	102,5
PCB66	88,2	103,3	80,1	89,1	84,6
PCB56/60	98,2	74,0	96,8	91,4	95,0

EK Çizelge 10 (devam). Hedef Kirleticilerin Geri Kazanım Verimi Oranları (%)

	Test-1	Test-2	Test-3	Test-4	Test-5
PCB81	102,8	76,1	98,7	93,1	106,6
PCB77	84,2	93,0	106,5	104,8	99,6
PCB104	89,0	84,0	75,3	101,4	87,0
PCB103	107,5	75,1	93,1	84,4	98,8
PCB93/95	80,5	81,9	88,0	95,0	102,8
PCB91	93,5	96,9	79,7	90,3	97,1
PCB92	87,3	92,1	106,1	86,4	102,5
PCB84	76,8	92,0	106,7	86,4	74,9
PCB101	77,8	80,1	96,1	95,8	82,7
PCB99	106,8	82,7	93,5	92,2	96,6
PCB119	107,6	102,8	85,6	94,6	92,5
PCB83	108,5	108,7	92,1	92,6	88,8
PCB97	101,2	109,3	97,8	94,6	108,2
PCB87/115	75,4	85,0	91,4	100,3	89,2
PCB85	81,8	84,8	78,2	87,0	95,8
PCb110	96,7	98,1	78,2	102,4	90,9
PCB82	99,3	98,7	92,6	82,5	94,7
PCB107/123	84,1	91,8	103,7	87,0	90,1
PCB118	87,7	78,6	105,4	85,5	88,9
PCB114	86,6	90,0	106,2	87,6	93,0
PCB105	81,8	81,3	89,7	90,6	96,5
PCB126	76,9	75,0	86,2	103,7	104,4
PCB136	86,4	71,5	77,0	97,4	93,8
PCB151	75,8	85,2	101,6	96,5	103,2
PCB135/144	93,5	100,7	98,1	81,9	93,7
PCB147	83,8	81,2	83,8	96,4	101,4
PCB149	93,2	102,1	74,2	101,2	74,8
PCB134	82,9	84,4	101,9	96,7	98,9
PCB131	79,2	76,6	80,8	106,9	102,6
PCB146	81,8	91,9	96,7	108,2	99,3
PCB153	99,6	94,7	103,0	95,4	92,8
PCB132	97,6	71,4	84,6	91,3	95,0
PCB141	78,3	86,5	99,4	90,3	101,2
PCB137	90,8	99,1	100,7	90,6	89,4
PCB164	98,3	104,9	100,9	91,5	99,8
PCB138/158	69,0	76,0	90,0	92,5	99,9

EK Çizelge 10 (devam). Hedef Kirleticilerin Geri Kazanım Verimi Oranları (%)

	Test-1	Test-2	Test-3	Test-4	Test-5
PCB129	72,2	83,9	87,0	89,2	98,6
PCB128	75,1	80,6	90,9	89,6	88,0
PCB167	79,1	84,3	74,6	105,9	87,1
PCB156	97,8	78,5	76,0	99,2	103,1
PCB157	70,7	84,3	78,2	97,9	101,7
PCB169	100,9	101,0	103,2	107,4	98,6
PCB179	97,0	88,8	83,8	94,3	93,3
PCB176	90,7	76,4	84,3	102,8	86,7
PCB178	80,2	72,3	86,6	95,4	88,9
PCB187	79,8	87,5	100,9	104,2	106,7
PCB183	71,9	81,5	94,9	100,3	90,5
PCB185	80,9	88,2	99,9	95,9	98,5
PCB174	88,4	97,4	102,1	82,0	100,5
PCB177	79,9	87,0	93,9	103,7	95,6
PCB171	103,0	105,1	110,4	97,1	104,2
PCB173	93,7	102,1	108,4	89,1	104,0
PCB172	81,0	90,1	95,9	95,6	101,1
PCB180/193	98,0	107,3	104,0	94,6	101,2
PCB191	89,5	80,2	76,6	92,6	93,1
PCB170/190	83,9	92,0	106,0	91,0	104,6
PCB189	109,1	107,3	83,7	92,5	117,9
PCB197	75,0	75,8	92,8	85,4	103,0
PCB199	80,7	89,2	99,2	84,2	102,7
PCB203/196	84,6	90,0	102,7	83,0	104,9
PCB195	94,0	99,5	85,7	84,5	85,6
PCB194	89,4	98,6	100,8	82,0	92,0
PCB205	103,0	105,2	110,6	88,4	102,2
PCB208	93,5	100,6	112,0	101,9	100,0
PCB207	91,8	98,4	111,5	93,1	99,3
PCB206	89,3	96,4	96,8	92,8	95,4
PCB209	83,4	75,0	74,4	89,3	83,4